

**Steffen Steenken, Marcel Kleinschmidt und
Dominique Remy**

Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben zur Auenrenaturierung – Erfolgskontrollen 20 Jahre später



Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben zur Auenrenaturierung – Erfolgskontrollen 20 Jahre später

**Steffen Steenken
Marcel Kleinschmidt
Dominique Remy**

Unter Mitwirkung von: Burkard Beinlich, Svenja Busse, Ursula Brockmann-Scherwaß, Klaus-Jürgen Conze, Ute Domnick, Simon Dorner, Hans-Jörg Flottmann, Dominik Jablotschkin, Franziska Klauer, Ralf Krechel, Andreas Krüger, Markus Kuhlmann, Ralf Liebelt, Martin Lillig, Mathias Lohr, Mathias Mause, Axel Müller, Jürgen Ott, Steffen Potel, Rüdiger Scherwaß, Claudia Schilz, Holger Schindler, Cinja Schwarz, Volker Stelzig und Winfried Türk



Titelbild: Mitte: Bleichenholter Graben in der Hase-Aue; oben links: Schwarzkehlchen (*Saxicola rubicola*); oben rechts: Gebänderte Prachtlibelle (*Calopteryx splendens*); unten rechts: *Blethisa multipunctata*; unten links: Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum*) (alle Fotos: S. Steenken)

Adresse der Autoren:

Dr. Dominique Remy	Universität Osnabrück
Steffen Steenken, M.Sc.	Fachbereich Biologie/Chemie
Marcel Kleinschmidt, M.Sc.	Barbarastraße 13, 49076 Osnabrück
	E-Mail: dremy@uos.de

Fachbetreuung im BfN:

Eckhard Peters FG II 3.2 „Binnengewässer, Auenökosysteme und Wasserhaushalt“

Gefördert durch das Bundesamt für Naturschutz (BfN) mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) (FKZ 3516 89 2014).

Diese Veröffentlichung wird aufgenommen in die Literaturdatenbank „DNL-online“ (www.dnl-online.de).
BfN-Skripten sind nicht im Buchhandel erhältlich. Eine pdf-Version dieser Ausgabe kann unter
[http:// www.bfn.de/skripten.html](http://www.bfn.de/skripten.html) heruntergeladen werden.

Institutioneller Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz
 Konstantinstr. 110
 53179 Bonn
 URL: www.bfn.de

Der institutionelle Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des institutionellen Herausgebers übereinstimmen.



Diese Schriftenreihe wird unter den Bedingungen der Creative Commons Lizenz Namensnennung – keine Bearbeitung 4.0 International (CC BY - ND 4.0) zur Verfügung gestellt (<https://creativecommons.org/licenses/by-nd/4.0/deed.de>).

Druck: Druckerei des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU).

Gedruckt auf 100% Altpapier

ISBN 978-3-89624-349-2

DOI 10.19217/skr588

Bonn - Bad Godesberg 2021

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	6
Tabellenverzeichnis	10
Vorwort	15
1 Einleitung	17
1.1 Aufbau des Berichtes	18
2 Konzept.....	19
2.1 Entwicklung des Untersuchungsdesigns	19
2.1.1 Identifizierung geeigneter Organismengruppen und abiotischer Faktoren	20
2.2 Untersuchungsprogramm der Erfolgskontrolle	21
2.2.1 Projektleitung und Projektpartner	22
2.3 Auswertung.....	23
2.3.1 Längsschnittanalyse	23
2.3.2 Querschnittanalyse	24
3 Untersuchte E+E-Vorhaben – Kurzsteckbriefe	25
3.1 Renaturierung der Berkelaue	25
3.1.1 Zielsetzung	26
3.1.2 Rahmenbedingungen.....	26
3.1.3 Flächenerwerb	26
3.1.4 Ergebnisse.....	27
3.2 Renaturierung der Hase-Aue	28
3.2.1 Zielsetzung	28
3.2.2 Rahmenbedingungen.....	30
3.2.3 Flächenerwerb	30
3.2.4 Ergebnisse.....	30
3.3 Osterrenaturierung.....	31
3.3.1 Zielsetzung	31
3.3.2 Rahmenbedingungen.....	32
3.3.3 Flächenerwerb	33
3.3.4 Ergebnisse.....	34
3.4 Auenregeneration an der Oberweser – Hochflutrinne Lake	34
3.4.1 Zielsetzung	34
3.4.2 Rahmenbedingungen.....	36
3.4.3 Flächenerwerb	36
3.4.4 Ergebnisse.....	37
4 E+E-Vorhaben Renaturierung der Berkelaue – Teilberichte	38
4.1 Überflutungshäufigkeit	38
4.1.1 Fazit.....	41
4.2 Floristisch-vegetationskundliche Untersuchungen.....	42
4.2.1 Methode.....	42
4.2.2 Vegetation.....	43
4.2.3 Flora	50
4.2.4 Gefährdete Pflanzenarten	51
4.2.5 Interpretation der Vegetationsveränderungen im Hinblick auf die Ziele des E+E-Vorhabens	53

4.3	Avifauna	58
4.3.1	Methodik und Kurzcharakterisierung der Probeflächen	58
4.3.2	Ergebnisse und Diskussion	63
4.3.3	Zusammenfassende Darstellung der Entwicklung der Avifauna im Hinblick auf die Ziele des E+E-Vorhabens.....	76
4.4	Amphibien	80
4.4.1	Methoden	80
4.4.2	Gewässer	81
4.4.3	Ergebnisse	83
4.5	Libellen	94
4.5.1	Vorbemerkung.....	94
4.5.2	Methoden	94
4.5.3	Ergebnisse	95
4.5.4	Diskussion und Ausblick.....	99
4.6	Heuschrecken	100
4.6.1	Bisherige Heuschrecken-Untersuchungen	100
4.6.2	Methode	100
4.6.3	Ergebnisse	100
4.6.4	Rote Liste-Einstufung und Ökologie	103
4.7	Laufkäfer	106
4.7.1	Methoden	106
4.7.2	Ergebnisse und Diskussion	107
4.7.3	Abschlussbetrachtung	111
4.8	Zusammenfassende Auswertung – E+E-Vorhaben „Berkelaue“	112
4.8.1	Entwicklungstrends im Überblick.....	112
4.8.2	Zielkontrolle.....	113
4.8.3	Maßnahmenkontrolle.....	116
4.8.4	Problemfelder.....	119
4.8.5	Empfehlungen	119
4.8.6	Fazit	120
5	E+E-Vorhaben Renaturierung der Hase-Auen – Teilberichte	123
5.1	Vegetation.....	123
5.1.1	Methoden und zeitlicher Ablauf	123
5.1.2	Ergebnisse	124
5.1.3	Diskussion.....	130
5.1.4	Maßnahmenempfehlungen	144
5.2	Avifauna	149
5.2.1	Methoden	149
5.2.2	Ergebnisse	150
5.2.3	Diskussion.....	167
5.2.4	Maßnahmenempfehlungen	177
5.3	Amphibien	181
5.3.1	Methoden	181
5.3.2	Ergebnisse	183
5.3.3	Diskussion.....	186
5.3.4	Empfohlene Maßnahmen	189
5.4	Odonata (Libellen).....	190
5.4.1	Methoden	190
5.4.2	Ergebnisse	191
5.4.3	Diskussion.....	194

5.4.4	Schutz-, Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen	197
5.5	Saltatoria/Orthoptera (Heuschrecken)	200
5.5.1	Methoden	200
5.5.2	Ergebnisse	201
5.5.3	Diskussion	204
5.5.4	Zusammenfassung und Ausblick	207
5.6	Carabidae (Laufkäfer)	208
5.6.1	Einleitung	208
5.6.2	Methode	209
5.6.3	Ergebnisse	212
5.6.4	Zusammenfassung & Schlussfolgerungen	221
5.7	Zusammenfassende Auswertung – E+E-Vorhaben „Hase-Aue“	224
5.7.1	Entwicklungstrends im Überblick	224
5.7.2	Zielkontrolle	226
5.7.3	Maßnahmenkontrolle	229
5.7.4	Problemfelder	233
5.7.5	Empfehlungen	233
5.7.6	Fazit	235
6	E+E-Vorhaben Osterrenaturierung – Teilberichte	238
6.1	Einleitung	238
6.2	Vegetation	239
6.2.1	Einleitung	239
6.2.2	Pflanzensoziologische Kartierung	239
6.2.3	Beurteilung der Vegetationstypenmuster unter Berücksichtigung früherer Erfassungen	244
6.2.4	Diskussion	252
6.3	Avifauna	256
6.3.1	Methodik	256
6.3.2	Ergebnisse	256
6.3.3	Diskussion	259
6.4	Amphibien (Amphibia)	264
6.4.1	Methoden	264
6.4.2	Ergebnisse	264
6.4.3	Diskussion	268
6.5	Libellen	270
6.5.1	Methoden	270
6.5.2	Ergebnisse der aktuellen Untersuchungen in den Jahren 2017 und 2018	270
6.5.3	Diskussion	272
6.6	Heuschrecken	276
6.6.1	Methoden	276
6.6.2	Ergebnisse	276
6.6.3	Diskussion	278
6.7	Laufkäfer	280
6.7.1	Methodik	280
6.7.2	Ergebnisse	280
6.7.3	Diskussion	285
6.8	Makrozoobenthos	287
6.8.1	Datengrundlagen und Methode	287
6.8.2	Ökologische Situation der Oster und Ergebnisse	288

6.8.3	Diskussion.....	295
6.9	Gewässerstrukturgüte	297
6.9.1	Methoden	297
6.9.2	Ergebnisse	297
6.9.3	Diskussion.....	302
6.10	Fische	305
6.10.1	Beschreibung der Probestrecken	305
6.10.2	Methoden	305
6.10.3	Befischungsergebnisse	306
6.10.4	Fachgutachterliche Bewertung der Fischfauna.....	306
6.11	Zusammenfassende Auswertung – E+E-Vorhaben „Oster“	309
6.11.1	Entwicklungstrends im Überblick.....	309
6.11.2	Zielkontrolle.....	311
6.11.3	Maßnahmenkontrolle.....	313
6.11.4	Problemfelder.....	316
6.11.5	Empfehlungen.....	317
6.11.6	Fazit.....	318
7	E+E-Vorhaben Auenregeneration Oberweser, Hochflutrinne Lake –	
	Teilberichte	322
7.1	Flora und Vegetation.....	322
7.1.1	Geschichte der Nutzung in den vergangenen 30 Jahren	322
7.1.2	Methode	322
7.1.3	Ergebnisse	323
7.1.4	Bewertung.....	329
7.1.5	Diskussion.....	330
7.1.6	Empfehlungen.....	333
7.2	Avifauna	334
7.2.1	Methoden	334
7.2.2	Ergebnisse der Erhebungen 2017 und 2018	334
7.2.3	Vergleich der Avizönosen der Lake mit den von Flade beschriebenen Brutvogelgemeinschaften.....	337
7.2.4	Fazit und Ausblick	339
7.3	Amphibien	341
7.3.1	Methode	341
7.3.2	Ergebnisse	341
7.3.3	Diskussion.....	342
7.3.4	Teichfrosch	343
7.3.5	Vergleich mit dem E+E-Projekt.....	345
7.3.6	Erfolgskontrolle	348
7.3.7	Entwicklung der Amphibien-Lebensgemeinschaft	349
7.4	Libellen	350
7.4.1	Methoden und Witterungsverlauf.....	350
7.4.2	Ergebnisse der Erhebungen 2017 und 2018	353
7.4.3	Entwicklungen nach den Renaturierungsmaßnahmen – Veränderungen der Libellengemeinschaften zwischen 1994 und 2018.....	355
7.4.4	Fazit und Ausblick.....	357
7.5	Heuschrecken	360
7.5.1	Methoden	360
7.5.2	Ergebnisse	360
7.5.3	Diskussion.....	362
7.5.4	Hygrophile Arten	363

7.6	Laufkäfer.....	368
7.6.1	Material und Methoden	368
7.6.2	Ergebnisse.....	369
7.6.3	Arten der Roten Listen	370
7.6.4	Diskussion	372
7.6.5	Fazit.....	376
7.7	Zusammenfassende Auswertung – E+E-Vorhaben „Oberweser“	378
7.7.1	Entwicklungstrends im Überblick.....	378
7.7.2	Zielkontrolle	379
7.7.3	Maßnahmenkontrolle	382
7.7.4	Problemfelder	384
7.7.5	Empfehlungen.....	385
7.7.6	Fazit.....	386
8	Quervergleichende Auswertung	389
8.1	Was wurde erreicht?	389
8.1.1	Entwicklung der Biotopausstattung	390
8.1.2	Entwicklung von Flora und Fauna	394
8.2	Haben die Vorhaben ihre Ziele erreicht?	400
8.2.1	Erfüllung der ökologischen Entwicklungsziele	400
8.2.2	Erfolg der Renaturierungsmaßnahmen	403
8.3	Diskussion: Erfüllen die Auen ihre natürliche Funktion?	408
8.3.1	Fazit.....	411
8.4	Flächenerwerb	412
8.5	Empfehlungen und Ausblick.....	413
8.5.1	Zielsetzungen, Leitbilder und Bewertungsmaßstäbe	413
8.5.2	Wie viel extensive Nutzung sollte in einer Aue erfolgen?	415
8.5.3	Intensität der Renaturierungsmaßnahmen	416
8.5.4	Zu empfehlende Renaturierungsmaßnahmen	417
8.5.5	Empfehlungen für zukünftige Erfolgskontrollen	418
8.6	Anmerkungen der Bearbeiter	420
9	Zusammenfassung	422
	Literatur	423

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Das Projektgebiet an der Berkel zwischen Stadtlohn und Vreden	25
Abbildung 2: Das Projektgebiet an der Hase	29
Abbildung 3: Das Projektgebiet an der Oster	33
Abbildung 4: Das Projektgebiet an der Oberweser	36
Abbildung 5: Querprofile in der Aue an fünf ausgewählten Standorten	39
Abbildung 6: Gewässerstrukturgüte zwischen Vreden und Stadtlohn.	40
Abbildung 7: Quantitative Veränderungen der Röhrichte und Großseggenriede	43
Abbildung 8: Quantitative Veränderungen der Flut- und Kriechrasen	44
Abbildung 9: Quantitative Veränderungen des Feuchtgrünlands	45
Abbildung 10: Quantitative Veränderungen sonstiger Grünlandgesellschaften	45
Abbildung 11: Quantitative Veränderungen der Staudengesellschaften	46
Abbildung 12: Quantitative Veränderungen der Feuchtwälder	47
Abbildung 13: Quantitative Veränderungen sonstige Auen-Gehölze	49
Abbildung 14: Abgetrocknete Blänke im Juni 2017	50
Abbildung 15: Mosaikvegetation am Sandfang	50
Abbildung 16: Entwicklung der Gesamtartenzahlen	51
Abbildung 17: Ysop-Blutweiderich (<i>Lythrum hyssopifolia</i>)	52
Abbildung 18: Gefährdete Arten Untersuchungsgebietes	53
Abbildung 19: Mäanderbogen der Berkel	54
Abbildung 20: Flächenanteile (in ha) der Gesellschaften feuchter und nasser Standorte...	57
Abbildung 21: Lage und Abgrenzung der Probefläche 1	59
Abbildung 22: Lage und Abgrenzung der Probefläche 2	60
Abbildung 23: Lage und Abgrenzung der Probefläche 3	61
Abbildung 24: Anzahl der Brut- und Gastvögel im gesamten E+E-Abschnitt im Untersuchungszeitraum 1989-2018	63
Abbildung 25: Anzahl der Brutpaare und Brutpaarsummen in Probefläche 1 im Zeitraum 1992-2002	68
Abbildung 26: Anzahl der Brutpaare und Brutpaarsummen in Probefläche 2 im Zeitraum 1992-2002	69
Abbildung 27: Brutpaare von Rohrweihe und Wasserralle E+E-Abschnitt in 2017 und 2018	72
Abbildung 28: Zunahme des Teichrohrsängerbestands mit der Ausbreitung von Röhrichten	75
Abbildung 29: Grasfrosch-Nachweise	87
Abbildung 30: Teichfrosch-Nachweise	89
Abbildung 31: Molch-Nachweise	91
Abbildung 32: Untersuchungs-Standort 1	108
Abbildung 33: Untersuchungs-Standort 3	108

Abbildung 34: Verteilung der Arten bezügl. ihrer Feuchtigkeitspräferenz.....	110
Abbildung 35: Wiesen-Fuchsschwanz-Fazies	125
Abbildung 36: Sandmagerrasen mit blühender Heide-Nelke (links), Fragment der Silbergras-Gesellschaft und Sand-Seggen-Gesellschaft (rechts)	126
Abbildung 37: Aitretum praecocis (links) am Rand einer Alt-Düne auf der Hammer Schleife, sowie Teesdalia nudicaulis (rechts) an einer Sandböschung.....	127
Abbildung 38: Eichen-Auenwald westlich Huden mit reicher Krautschicht (links) und überfluteter Eichen-Auenwald im Februar 2016 (rechts)	127
Abbildung 39: Teichrosen-Gesellschaft in einem Stillgewässer (T 54) östlich von Lehrte (links) und Froschkraut (<i>Luronium natans</i>) in der Furt am Bleichenholter Graben (rechts)	128
Abbildung 40: Gewässer N13 in der Hammer Schleife mit ausgedehntem Wasserfenchel-Sumpfkressen-Sumpf und Fazies des Schild-Hahnenfußes (links), Wasserfenchel im Erlenbruchwald (rechts)	129
Abbildung 41: Veränderung von Flächengrößen der Vegetationseinheiten im Gesamtgebiet der Haseaue 2003 bis 2018	132
Abbildung 42: Eutrophierter Stadtmarkgraben mit dichtem Algenbewuchs (links), reich strukturierter Unterlauf des Sautmannshauser Grabens (rechts).....	134
Abbildung 43: oben: Gewässer N13 in der Hammer Schleife kurz nach der Herstellung vermutlich im Jahr 2002 sowie 2018, unten: Gewässer N74 kurz nach der Herstellung 2002 sowie im Jahr 2018	135
Abbildung 44: Gewässer N13 in der Hammer Schleife im Sommer.....	136
Abbildung 45: Entwicklung der Gewässerbewertung der untersuchten Stillgewässer.....	137
Abbildung 46: Wälder und Gebüsch im Projektgebiet 2018.....	138
Abbildung 47: Flächenentwicklung bei Grauweidengebüschen und Weichholzauewäldern	139
Abbildung 48: Lage der Probeflächen im Projektgebiet.....	149
Abbildung 49: Probefläche 1: Reviere ausgewählter Vogelarten 2017 / 2018.....	154
Abbildung 50: Probefläche 2: Reviere ausgewählter Vogelarten 2017 / 2018.....	158
Abbildung 51: Probefläche 3: Reviere ausgewählter Vogelarten 2017 / 2018.....	163
Abbildung 52: Probefläche 4: Reviere ausgewählter Vogelarten 2017 / 2018.....	166
Abbildung 53: Prozentualer Anteil der Brutgilden in den vier Probeflächen 2017/2018.....	167
Abbildung 54: Prozentualer Anteil von Nahrungsgilden in den vier Probeflächen 2017/2018.....	168
Abbildung 55: Lage der zwölf Untersuchungsgewässer für Amphibien.....	182
Abbildung 56: Stetigkeit der erfassten Arten in den Jahren 2003 und 2017/ 2018.....	184
Abbildung 57: Gesamtzustand der Gewässer im Untersuchungsgebiet.	185
Abbildung 58: Exuvien pro 10 m ² an den Probegewässern 2017/2018.....	193
Abbildung 59: Entwicklung der Wertigkeit nach NLÖ-Verfahren mit Berücksichtigung des Rote Liste-Status und der Artenzahlen.....	203
Abbildung 60: Anteile der ökologischen Gruppen an den Gesamtartenzahlen der einzelnen Untersuchungsflächen	213

Abbildung 61: Anteile der ökologischen Gruppen an den Gesamtindividuenzahlen der einzelnen Untersuchungsflächen.....	214
Abbildung 62: Verteilung der ökologischen Gruppen während der wissenschaftlichen Begleituntersuchungen 1999-2003 im Vergleich mit den aktuellen Ergebnissen	215
Abbildung 63: Verteilung der ökologischen Gruppen während der wissenschaftlichen Begleituntersuchungen 1999-2003 im Vergleich mit den aktuellen Ergebnissen bei Ausklammerung der Ergebnisse der Untersuchungsflächen U9, U10 und U11.	216
Abbildung 64: Verteilung der ökologischen Gruppen an den Handfangstandorten, gewichtet nach der Anzahl der gefangenen Individuen.....	217
Abbildung 65: Bevorzugte Substrate der an den Probestellen gefundenen Uferarten, gewichtet nach der Anzahl der Individuen.	218
Abbildung 66: links: Individuenanzahlen in Niedersachsen gefährdeter Arten und Arten der Vorwarnliste an den Ufer-Probestellen, getrennt nach Gefährdungsstatus. rechts: Individuenzahlen gefährdeter Arten und Arten der Vorwarnliste, aufgeschlüsselt nach Substratpräferenz.....	220
Abbildung 67: Schwarzerlen-Galeriewald im Ostertal	241
Abbildung 68: Stillgewässer südlich Neumühle mit Bestand des Einfachen Igelkolbens..	242
Abbildung 69: Dominanzbestand des Riesen-Bärenklaus (<i>Heracleum mantegazzianum</i>) unter Freileitungsschneise.....	243
Abbildung 70: Vegetationsveränderungen in Referenzabschnitt 1 von 1990 bis 2018	245
Abbildung 71: Vegetationsveränderungen in Referenzabschnitt 2 von 1990 bis 2018	246
Abbildung 72: Vegetationsveränderungen in Referenzabschnitt 3 von 1990 bis 2018	248
Abbildung 73: Beispiele für Strukturelemente an der Oster: Biberdamm und Sturzbaum.	250
Abbildung 74: Relative Veränderung der Vegetationsbiotoptypen von 1990 bis 2018 an der Oster	252
Abbildung 75: Mittlere Anzahl von auentypischen (nach ROHDE 2005) und sonstigen Laufkäfern der Oster	281
Abbildung 76: Leitfähigkeitswerte der Feldsondenuntersuchung	288
Abbildung 77: Darstellung der Gewässergüte der Oster und Nebenbäche	294
Abbildung 78: Darstellung des Ökologischen Zustands der Oster und Nebenbäche	295
Abbildung 79: Gesamtbewertung der Gewässerstruktur der Oster in den Jahren 1997, 2001 und 2018	298
Abbildung 80: Bewertung der Laufentwicklung in den Jahren 1997, 2001 und 2018	298
Abbildung 81: Bewertung des Längsprofils in den Jahren 1997, 2001 und 2018	299
Abbildung 82: Bewertung des Querprofils in den Jahren 1997, 2001 und 2018.....	300
Abbildung 83: Bewertung der Sohlstruktur in den Jahren 1997, 2001 und 2018.....	301
Abbildung 84: Bewertung der Uferstruktur in den Jahren 1997, 2001 und 2018	301
Abbildung 85: Bewertung des Gewässerumfeldes in den Jahren 1997, 2001 und 2018..	302
Abbildung 86: Die Oster vor Begradigung (oben), danach (mitte) und nach Neugestaltung (unten).....	304
Abbildung 87: Tümpelkomplex	325
Abbildung 88: Veränderung der Anzahl der Vegetationseinheiten 1999 und 2018.....	332

Abbildung 89: Artenzahl (rechte Säulen) und Anzahl der Papierreviere (linke Säulen) der Brutvögel im E+E-Gebiet „Lake“	336
Abbildung 90: Anteil der jeweiligen Brutgilde an der gesamten Brutvogelgemeinschaft im E+E-Gebiet „Lake“	337
Abbildung 91: links: Sumpfrohrsänger, rechts: Die extensive Beweidung.....	339
Abbildung 92: Amphibien-Untersuchungsgewässer an der Lake im Jahr 2017	341
Abbildung 93: Gewässer 7.2 am 21.5.2018.....	343
Abbildung 94: Gewässer 3.2 am 21.5.2018.....	343
Abbildung 95: Gewässer 3.2 am 7.7.2017.....	346
Abbildung 96: Lage der im Jahr 2017 und 2018 untersuchten Gewässer.....	350
Abbildung 97: Gewässer 6 bei Hochwasser (links, 07.08.2017) und bei Niedrigwasser (rechts, 16.08.2018).....	352
Abbildung 98: Anzahl der nachgewiesenen Libellenarten in den einzelnen Untersuchungsjahren für Gewässer 6.....	356
Abbildung 99: Von der weiteren Zunahme von Gehölzen an den Gewässerufeln hat <i>Chalcolestes viridis</i> profitiert.....	357
Abbildung 100: Probefläche 19 am 4.9.2017.....	361
Abbildung 101: Anzahl der Probeflächen, auf denen die jeweiligen Arten in den Jahren 2017 und 2018 nachgewiesen werden konnten	362
Abbildung 102: Vergleich der verschiedenen untersuchten Standorte in Bezug auf ausgesuchte Parameter.....	373
Abbildung 103: Entwicklung der Zahlen der Rote-Liste-Arten in der „Lake“	374

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Für die Erfolgskontrolle ausgewählten Artengruppen	21
Tabelle 2: Projektleitung und Projektpartner sowie Bearbeiter der Arbeitspakete	22
Tabelle 3: Beispiel zur Darstellungsweise der Entwicklung der Artengruppen in den UG ..	24
Tabelle 4: Eckdaten des E+E-Vorhabens an der Berkel	25
Tabelle 5: Eckdaten des E+E-Vorhabens an der Hase	28
Tabelle 6: Eckdaten des E+E-Vorhabens an der Oster	32
Tabelle 7: Eckdaten des Vorhabens an der Oberweser (Teilfläche „Hochflutrinne Lake“)..	35
Tabelle 8: Berkel-Steckbrief	41
Tabelle 9: Neufunde bemerkenswerter Arten	52
Tabelle 10: Seltene bzw. gefährdete Arten in den Wiesenflächen.	56
Tabelle 11: Vorkommen des Eisvogels im Berkel-Projektgebiet 1989-2018	71
Tabelle 12: Vorkommen der Wasserralle im Berkel-Projektgebiet 1989-2018	72
Tabelle 13: Vorkommen der Rohrweihe im Berkel-Projektgebiet 1989-2018	73
Tabelle 14: Vorkommen des Teichrohrsängers im Berkel-Projektgebiet 1989-2018	74
Tabelle 15: Vorkommen des Wiesenpiepers im Berkel-Projektgebiet 1989-2018	74
Tabelle 16: Im Rahmen des 2-jährigen Berkel-Monitorings untersuchte Gewässer	81
Tabelle 17: Anzahl von Fortpflanzungsnachweisen der Erdkröte in den zehn Referenzgewässern (REF) pro Untersuchungsjahr	84
Tabelle 18: Jahressummen nachgewiesener Grasfroschlaichballen (LB) in den zehn Referenzgewässern (REF)	87
Tabelle 19: Zahl der Teichfroschnachweise an den zehn Referenzgewässern (REF)	89
Tabelle 20: Anzahl nachgewiesener Amphibienarten im UG	91
Tabelle 21: In den MTB-Q 3907-3 und 4007-1 nachgewiesene Amphibienarten	92
Tabelle 22: Übersicht zu Artnachweisen an allen zehn Referenzgewässern sowie einem weiteren, besonders artenreichen Gewässer (E)	93
Tabelle 23: Beschreibung der Probestellen	95
Tabelle 24: Vorkommen der festgestellten Arten an den Probestellen im UG	96
Tabelle 25: Im UG nachgewiesene Heuschreckenarten sowie ihre Einstufung in der Roten Liste der Heuschrecken NRW	103
Tabelle 26: Überblick der Entwicklung der an der Berkel untersuchten Artengruppen	113
Tabelle 27: Revieranzahl und Dominanzverhältnisse der im Projektgebiet Hase auf Probefläche 1 vorkommenden Vogelarten 2017/2018	153
Tabelle 28: Revieranzahl und Dominanzverhältnisse der im Projektgebiet Hase auf Probefläche 2 vorkommenden Vogelarten 2017/2018	157
Tabelle 29: Revieranzahl und Dominanzverhältnisse der im Projektgebiet Hase auf Probefläche 3 vorkommenden Vogelarten 2017/2018	162

Tabelle 30: Revieranzahl und Dominanzverhältnisse der im Projektgebiet Hase auf Probefläche 4 vorkommenden Vogelarten 2017/2018.....	165
Tabelle 31: Kennwerte der Probeflächen	169
Tabelle 32: Sechsstufige Einteilung der Amphibienarten in Populationsgrößenklassen. ..	183
Tabelle 33: Populationsgrößenklassen der festgestellten Arten je Gewässer im Untersuchungsgebiet in den Jahren 2003 und 2017/18.	184
Tabelle 34: Libellenarten im Projektgebiet anhand von Exuvienfunden und Kescherfängen in den Jahren 2017 und 2018 und deren Gefährdungsstatus.....	192
Tabelle 35: Kategorisierung der Untersuchungsflächen (N = 10).	200
Tabelle 36: Gesamtartenliste der Heuschrecken im Untersuchungsgebiet.....	203
Tabelle 37: Probestellen der Bodenfallenfänge im Auenbereich.....	209
Tabelle 38: Probestellen der Handfänge.	210
Tabelle 39: Ökologische Gruppen der Laufkäfer	211
Tabelle 40: Die zehn am häufigsten mit Bodenfallen gefangenen Laufkäferarten.....	213
Tabelle 41: Die zehn am häufigsten gefangenen Laufkäferarten in den Uferbereichen	217
Tabelle 42: Überblick der Entwicklung der an der Hase untersuchten Artengruppen.....	225
Tabelle 43: Gefährdungsstatus und Nistökologie der im Projektgebiet Oster vorkommenden Brutvögel 2017/2018.	256
Tabelle 44: Gefährdungsstatus der im Projektgebiet Oster vorkommenden Gastvögel	258
Tabelle 45: Entwicklung von Artanzahl, Reviersumme und –zahlanteil der Brutvögel zwischen 1990 und 2018 im Untersuchungsgebiet Oster	260
Tabelle 46: Abundanzklassen nach Werten der vorangegangenen Untersuchungen.....	264
Tabelle 47: Gesamtartenliste inkl. Angaben zu Status, Gefährdung und Schutz	265
Tabelle 48: Mittlere Abundanzklasse und Anzahl besiedelter Gewässer 1991 und 2017 .	268
Tabelle 49: Abundanzklasseneinteilung sowie Bezugsstrecken der Libelluliden	270
Tabelle 50: Maximale Abundanzklasse von <i>Calopteryx virgo</i> in den fünf Probestrecken im Jahr 2017 und den vorangegangenen Untersuchungsjahren 2003, 1995 und 1991	271
Tabelle 51: Maximale Abundanzklasse von <i>Calopteryx splendens</i> in den fünf Probestrecken im Jahr 2017 und den vorangegangenen Untersuchungsjahren 2003, 1995 und 1991	271
Tabelle 52: Abundanzen und Artanzahlen von Imagofunden in den fünf Teilabschnitten .	271
Tabelle 53: Abundanzklassen der Heuschrecken im Untersuchungsgebiet Oster	276
Tabelle 54: Gesamtartenliste der Heuschrecken an der Oster mit Gefährdungsstatus.....	277
Tabelle 55: Einteilung der ermittelten Heuschrecken der Oster in ökologische Gilden	278
Tabelle 56: Arten der Roten Listen Deutschland und Rheinland-Pfalz/Saarland.	282
Tabelle 57: Arten, die ausschließlich vor 2017 oder ausschließlich 2017/2018 im Bereich der Renaturierung nachgewiesen wurden	284
Tabelle 58: Taxazahl der Oster-Probestellen und Nebenbäche von 90/91 bis 2017.....	289

Tabelle 59: Saprobie der Probestellen an Oster und Nebenbächen von 1990 bis 2017 ..	290
Tabelle 60: Entwicklung von Allgemeiner Degradation an den Probestellen der Oster und Nebenbäche von 1990 bis 2017	291
Tabelle 61: Ökologische Zustandsklassen der Probestellen an Oster und Nebenbächen nach AQUEM/PERLODES zwischen 1990 und 2017	292
Tabelle 62: Ergebnisse der Juni-Beprobung nach heutiger WRRL-Methode	293
Tabelle 63: Bewertung der Saprobie nach alter und neuer Berechnung	293
Tabelle 64: Probestrecken Fischbestandsuntersuchung.....	305
Tabelle 65: Befischungsergebnisse und fiBS-Bewertung der Probestrecken der Oster ...	306
Tabelle 66: Überblick der Entwicklung der an der Oster untersuchten Artengruppen	310
Tabelle 67: Nutzung des E+E-Gebietes „Lake“ ab 2011.....	322
Tabelle 68: Bezug Pflanzengesellschaft, Biotoptyp, LRT (FFH-Richtlinie)	327
Tabelle 69: Rote-Liste-Status für die Flora	329
Tabelle 70: Rote-Liste-Status der Pflanzengesellschaften.....	329
Tabelle 71: Geschützte Biotoptypen laut § 30 BNatschG	330
Tabelle 72: Amphibien-Arten und -Individuen an der Lake 2017 und 2018 je Gewässer .	341
Tabelle 73: Maximal festgestellte Bestandsgrößen an der Lake insgesamt.....	342
Tabelle 74: Amphibien-Arten an der Lake in den Jahren 1992-1999 und 2017/2018.....	345
Tabelle 75: Gewässerzahl mit Grasfrosch-Laich oder -Larven 1993-1999.....	347
Tabelle 76: Gesamtzahlen der adulten Grünfrösche 1989-1999.....	347
Tabelle 77: Heuschrecken-Arten an der Lake 2017 und 2018	360
Tabelle 78: Heuschrecken-Arten an der Lake in den Jahren 1992 bis 2018	365
Tabelle 79: Hygrophile Heuschreckenarten nach MAAS et al. (2002) an der Lake in den Untersuchungszeiträumen 1989-1999 und 2017-2018	366
Tabelle 80: Charakteristika der Beprobungsstandorte der beiden Untersuchungsjahre...	368
Tabelle 81: Übersicht über die gesamten Laufkäfer-Fangergebnisse	371
Tabelle 82: Arten der Rote Liste Deutschland bzw. NRW, die im Rahmen der Untersuchungen in der „Lake“ nachgewiesen werden konnten.....	371
Tabelle 83: Entwicklung der Artenzahlen in Bezug auf ökologische Parameter	374
Tabelle 84: Im Bereich der „Lake“ nachgewiesene Schlüsselarten für die Westlichen Mittelgebirge nach JANUSCHKE (2017)	376
Tabelle 85: Überblick der Entwicklung der untersuchten Artengruppen an der Lake	379
Tabelle 86: Übersicht über die Zielerfüllung der E+E-Vorhaben auf ökologische Ebene..	401
Tabelle 87: Übersicht der Wirkung der Renaturierungsmaßnahmen der E+E-Vorhaben .	404
Tabelle 88: Fortbestehende Beeinflussung verschiedener Bereiche der Auedynamik durch externale Stressoren	409
Tabelle 89: Geeignete Maßnahmen zur Auenrenaturierung.	417

Abkürzungsverzeichnis

BfN	Bundesamt für Naturschutz
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit
UG	Untersuchungsgebiet
FFH-RL	Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie
EU-WRRL	EU-Wasserrahmenrichtlinie
fiBS	fischbasiertes Bewertungssystem
MZB	Makrozoobenthos
vgl.	vergleiche
mdl.	mündliche Mitteilung

Vorwort

Die Flussauen der großen Ströme und vieler kleiner Flüsse in Deutschland sind meist weit von ihrem natürlichen Zustand entfernt. Auf großer Fläche werden sie für die Landwirtschaft, für Verkehrsinfrastruktur, Siedlungstätigkeiten und andere Nutzungen in Anspruch genommen. Flüsse und Auen sind umgestaltet und in ihrem Wasserhaushalt verändert worden, um Flächen wirtschaftlich besser nutzen zu können, die Schifffahrt zu intensivieren und Energie zu erzeugen. Diese Entwicklungen entsprechen den gesellschaftlichen Anforderungen der zurückliegenden Jahrzehnte bis Jahrhunderte. Neben diesen etablierten Funktionen sind in den letzten Jahrzehnten weitere gesellschaftlich relevante Funktionen der Auen vermehrt in den Blick genommen worden: Flussauen dämpfen Hochwasserwellen und leisten einen Beitrag zum Hochwasserschutz. Sie filtern Nährstoffe aus dem Flusswasser und verbessern somit die Wasserqualität unserer Flüsse und Küstenmeere. Naturnahe Flusslandschaften dienen der Erholung und steigern die regionale Wertschöpfung. Nicht zuletzt sind sie Lebensadern unserer Landschaft und lokale Zentren der biologischen Vielfalt.

Die „alten“ und die „neuen“ gesellschaftlich relevanten Funktionen müssen künftig neu gewichtet und priorisiert werden. Das ist eine wichtige und anspruchsvolle Aufgabe, denn viele auenabhängige Tier- und Pflanzenarten sind durch den Mangel an geeignetem Lebensraum inzwischen als gefährdet eingestuft, der Mangel an überflutbarer Fläche verschärft die Hochwasserspitzen und erschränkt die Funktion der Auen als Nährstoffspeicher ein. Zudem müssen die Auen auch als siedlungsnaher Erholungsraum fortentwickelt werden.

Das Bundesamt für Naturschutz setzt sich gemeinsam mit vielen anderen Akteurinnen und Akteuren dafür ein, Flussauen zu renaturieren. In den 1990er Jahren sind mehrere Auenrenaturierungen in verschiedenen Regionen Deutschlands aus dem BMU/BfN-Fördertitel „Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben“ gefördert worden. Dieser verknüpft die Realisierung von Maßnahmen mit einer wissenschaftlichen Begleitung und Erfolgskontrolle. Am Ende der Vorhaben war bereits abzusehen, dass die Bewertung der Projekterfolge eine vorläufige sein musste, weil viele durch die Renaturierungsmaßnahmen angestoßene Entwicklungen noch in der Anfangsphase waren. Mit dem hier vorgestellten Vorhaben haben wir deshalb – ungefähr 20 Jahre nach Ende der Projekte – vier damals geförderte Auenrenaturierungen nochmals untersuchen lassen. Schwerpunkt war die Dokumentation der Entwicklung der biologischen Vielfalt in den Projektgebieten. Die Ergebnisse werden im vorliegenden Band vorgestellt. Sie sind in vielerlei Hinsicht aufschlussreich und zugleich ambivalent. Die Bilanz im Hinblick auf den Wert der Gebiete als naturnahe Inseln in der intensiv genutzten Kulturlandschaft ist durchweg positiv. Das Ziel einer größeren Auedynamik – die Grundvoraussetzung für eine Wiederansiedlung von auentypischen Arten – ließ sich aber nur auf wenigen Teilflächen erreichen und zwar dort, wo durch die Maßnahmenumsetzung auch tatsächlich eine größere Auedynamik entstehen konnte. Wir hoffen, dass die Resultate dieser Erfolgskontrolle der fachlichen Diskussion um eine naturnahe Gewässer- und Auenentwicklung neue Impulse geben und Mut machen, künftige Auenrenaturierungen umfassend und so anzugehen, dass tatsächlich auf größerer Fläche wieder dynamische Prozesse möglich werden.

Prof. Dr. Beate Jessel

Präsidentin des Bundesamtes für Naturschutz

1 Einleitung

BEARBEITUNG: STEFFEN STEENKEN, MARCEL KLEINSCHMIDT, DOMINIQUE REMY – UNIVERSITÄT OSNABRÜCK

Fließgewässer und ihre Auen zeichnen sich im natürlichen Zustand durch eine außerordentliche Formenvielfalt und Wandelbarkeit aus. Sie sind dadurch in der Lage, einer Vielzahl verschiedenster Tier- und Pflanzenarten einen Lebensraum zu bieten, und sind damit von großer Bedeutung für den Erhalt der biologischen Vielfalt (SCHNEIDER et al. 2017; WARD et al. 1999). Darüber hinaus halten sie eine Vielzahl an Ökosystemleistungen bereit (SCHOLZ et al. 2012). Gleichzeitig sind Auenkomplexe und die ihnen eigene Biodiversität seit Jahrhunderten zunehmenden Belastungen durch den gesellschaftlichen Nutzungsanspruch ausgesetzt und aktuell in ihrem Fortbestehen gefährdet (TOCKNER & STANFORD 2002; TOCKNER et al. 2009). In Deutschland gelten nur noch etwa 10% der rezenten Auen, die selbst nur ein Drittel der ursprünglichen Auenflächen ausmachen, als ökologisch funktionsfähig (BMU & BFN 2009; BRUNOTTE et al. 2009).

Um dem Verlust und der weiteren Degradation dieser Ökosysteme entgegenzuwirken, sind in den vergangenen Jahrzehnten zahlreiche Vorhaben zur Renaturierung der Auen und ihrer Fließgewässer ins Leben gerufen worden. Dabei handelt es sich überwiegend um Pilot- und Einzelprojekte; eine großräumige, systematische Renaturierung der deutschen Flussauen ist bislang ausgeblieben. Eine wissenschaftliche Begleitung solcher Renaturierungsprojekte erfolgt in der Regel nur über einige wenige Jahre hinweg. Vorhaben wie die Renaturierung der Lippe-Aue (DETERING 2008), die auch längerfristig auf ihre ökologische Effizienz hin untersucht werden, oder die Einrichtung einer interdisziplinären Forschungsplattform zur langfristigen Erforschung der Auswirkungen der Deichrückverlegung am Roßlauer Oderluch (SCHOLZ et al. 2009) sind Ausnahmen. Dementsprechend ist über die langfristigen Auswirkungen von Maßnahmen zur Auenrenaturierung nur wenig bekannt.

Im Rahmen dieses Vorhabens wurden die wissenschaftlichen Begleituntersuchungen von vier ehemaligen Pilotvorhaben zur Auenrenaturierung in Teilen wieder aufgenommen, um die langfristigen Effekte der Renaturierungsmaßnahmen zu reevaluieren, gemeinsame Entwicklungsmuster zu identifizieren und allgemeingültige Empfehlungen zur Auenrenaturierung abzuleiten. Bei den untersuchten Renaturierungsvorhaben handelt es sich um ehemalige Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben (kurz: E+E-Vorhaben) zur Auenrenaturierung an Berkel, Hase, Oster und Oberweser, die im Zeitraum zwischen 1988 und 2004 vom Bundesamt für Naturschutz mit Mitteln des BMU gefördert worden sind. Diese Vorhaben hatten unterschiedlich gelagerte Maßnahmenswerpunkte: An der Oberweser musste sich die Renaturierung völlig auf die Aue beschränken, an Berkel und Hase wurden die Fließgewässer zumindest in Teilen in die Renaturierung einbezogen und der Schwerpunkt des Vorhabens an der Oster lag auf der Rekonstruktion des historischen Gewässerlaufs.

Die E+E-Vorhaben gliedern sich in Hauptvorhaben, wissenschaftliche Begleitung und ggf. eine Voruntersuchung. In den Hauptvorhaben findet die eigentliche Maßnahmenumsetzung statt, in der wissenschaftlichen Begleitung eine Erfolgskontrolle und Ableitung von weiterführenden Erkenntnissen. Alle vier E+E-Vorhaben beinhalteten umfangreiche, mehrjährige Begleituntersuchungen zur Morphologie, Hydrologie und Biozönose der Auen, aus denen umfangreiche Datenreihen und Kartenmaterialien vorliegen (IVÖR 2007; Universität OSNABRÜCK 2004; GERKEN et al. 2002; FREY & SCHINDLER 2005). Ausgehend von dieser Datenlage ist – wiederum gefördert als E+E-Vorhaben – ein vereinheitlichtes Untersuchungsprogramm für die teilweise Wiederaufnahme der Begleituntersuchungen erarbeitet worden, das sowohl die Beurteilung der langfristigen Entwicklung der Biozönose der Auen als auch einen Quervergleich der vier E+E-Vorhaben untereinander erlaubt. In den Jahren 2017 und 2018 ist dieses Untersuchungsprogramm in Kooperation mit Planungsbüros und Biologen, die

überwiegend bereits an den ursprünglichen Begleituntersuchungen der E+E-Vorhaben beteiligt waren, über zwei Vegetationsperioden hinweg umgesetzt worden. Parallel wurden zum besseren Verständnis der Vorhaben, ihrer Rahmenbedingungen und sozioökonomischer Aspekte Experteninterviews mit den ehemaligen Akteuren geführt. Damit liegen nun, abhängig vom Beginn der Renaturierungsmaßnahmen in den einzelnen Untersuchungsgebieten, Daten aus Auen vor, die zwischen 13 und 23 Jahren Zeit hatten, sich zu entwickeln. Ziel dieser Erfolgskontrolle ist es, auf Basis dieser Daten folgende Fragen zu beantworten:

- Wie haben sich die renaturierten Auen entwickelt?
- Haben die Vorhaben ihre Ziele erreicht?
- Welche Renaturierungsmaßnahmen waren langfristig erfolgreich?
- Konnte die natürliche Funktionalität der Auen wiederhergestellt werden?

Letztendlich sollen anhand dieser Fragestellung generelle Empfehlungen zur Konzeptionierung von Auenrenaturierungen und deren Monitoring abgeleitet werden.

1.1 Aufbau des Berichtes

In **Kapitel 2** wird das Untersuchungsdesign der Erfolgskontrolle dargestellt. Um die prinzipielle Herangehensweise an die Erfolgskontrolle besser verständlich zu machen, wird zunächst der Arbeitsprozess der ersten, vorbereitenden Projektphase erläutert, deren Ziel die Entwicklung eines Konzeptvorschlags für die Erfolgskontrolle war. Im Anschluss erfolgt die Vorstellung des letztendlich umgesetzten Untersuchungsprogramms.

Ein Überblick über die vier untersuchten E+E-Vorhaben ist in **Kapitel 3** zu finden. Zusammen werden die Zielsetzungen der Vorhaben, ihre Rahmenbedingungen und lokalen Besonderheiten, ihre verschiedenen Vorgehensweisen beim Flächenerwerb und die Ergebnisse der damaligen wissenschaftlichen Begleituntersuchungen kurz wiedergegeben.

Die **Kapitel 4 bis 7** stellen den Kern dieses Berichtes dar. Nacheinander werden die in den einzelnen Untersuchungsgebieten durchgeführten Nachuntersuchungen präsentiert. Dies geschieht in Form von Kurzfassungen der Teilberichte zu allen untersuchten Organismengruppen und Parametern. Eine Langfassung dieses Berichtes mit den vollständigen Fassungen der Teilberichte liegt dem BfN vor. Am Ende eines jeden Kapitels zu einem E+E-Vorhaben findet eine zusammenfassende Auswertung aller Teilberichte statt. Dort werden die Gesamtentwicklung zusammengefasst, die Zielerreichung und der Maßnahmenerfolg überprüft und Empfehlungen für die weitere Entwicklung der Gebiete formuliert.

Sämtliche zugrundeliegenden Rohdaten, z.B. Artenlisten und Fangzahlen, sowie Karten zur Lage von Probeflächen sind im digitalen Anhang enthalten, der auf der Homepage des BfN heruntergeladen werden kann.

Im **Kapitel 8** werden die Ergebnisse aus den vier Untersuchungsgebieten in einer vergleichenden Querschnittsanalyse diskutiert. Die Entwicklungen der Untersuchungsgebiete werden gegenübergestellt und der Gesamterfolg der vier Vorhaben miteinander verglichen. Ziel ist die Identifizierung gemeinsamer Entwicklungsmuster und die Diskussion der Bedeutung dieser Muster für zukünftige Vorhaben.

Zur leichteren Orientierung in diesem Bericht sind die Überschriften und Tabellenköpfe farbig hinterlegt worden. Die **Kapitel 4 bis 7** sind abwechselnd in projektspezifischen Grün- und Blautönen gehalten, sodass jedes Projektgebiet an dem ihm eigenen Farbschema zu erkennen ist.

2 Konzept

BEARBEITUNG: STEFFEN STEENKEN, STEFANIE WILBERTS, DOMINIQUE REMY – UNIVERSITÄT OSNABRÜCK

2.1 Entwicklung des Untersuchungsdesigns

Der erste Abschnitt des Projektes befasste sich mit der Erarbeitung eines Konzeptvorschlages für die Erfolgskontrolle der E+E-Vorhaben. Hierzu wurden zunächst möglichst alle noch greifbaren Berichte und Datensätze zu den Vorhaben verfügbar gemacht und gesichtet.

Es wurde schnell klar, dass sich jedes der vier Renaturierungsvorhaben durch seine ganz eigenen naturräumlichen wie konzeptionellen Besonderheiten auszeichnete. Eine Übersicht über die Renaturierungsvorhaben und ihre Besonderheiten ist Kapitel 3 zu entnehmen. Bei der Erstellung eines möglichst einheitlichen Untersuchungsprogramms, das den Besonderheiten der Vorhaben gerecht und dennoch Vergleiche zwischen den Vorhaben ermöglichen würde, wurde wie folgt vorgegangen:

In einem ersten Schritt wurden Unterschiede in den Konzeptionen der Vorhaben herausgearbeitet. Dies betraf vor allem die unterschiedlichen Ausgangssituationen auf naturräumlicher wie organisatorischer Ebene sowie die Zielsetzungen der Projekte, die sich daraus ableiteten. Für die Findung eines fairen Maßstabs zur abschließenden Beurteilung des Erfolgs der verschiedenen Vorhaben sind diese Informationen von entscheidender Bedeutung. Im Anschluss wurde eine Übersicht über die durchgeführten Renaturierungsvorhaben und deren Effekte erstellt, um zu klären, an welchen Punkten eine Erfolgskontrolle anzusetzen hätte.

Der nächste Arbeitsschritt betraf die Biotopausstattung der Untersuchungsgebiete und ihre Entwicklung seit Abschluss der Renaturierungsvorhaben. Aus den zu erwartenden Lebensraumtypen und -strukturen sollte abgeleitet werden, welche Artengruppen für die Erfolgskontrolle von besonderer Bedeutung sein würden. Ziel war es, möglichst alle vorkommenden terrestrischen wie aquatischen Lebensräume durch das Untersuchungsprogramm abdecken zu können. Die nötigen Informationen über den Zustand der Untersuchungsgebiete bei Beendigung der Renaturierungsvorhaben wurden zusammengetragen und um Besichtigungstermine vor Ort ergänzt, wobei auch der Austausch mit ehemaligen Akteuren der E+E-Vorhaben gesucht wurde.

Da die Erfolgskontrolle vornehmlich auf Basis von Vorher-Nachher-Vergleichen neu erhobener Daten mit den Daten aus den E+E-Vorhaben stattfinden sollte, galt es nicht zuletzt zu klären, welche Teile der Untersuchungen, die die Auenrenaturierungen begleitet hatten, eine hinreichende Ausgangslage boten, um im Rahmen der Erfolgskontrolle wieder aufgegriffen werden zu können. Dies betraf vor allem die Auswahl geeigneter Artengruppen für die Erfolgskontrolle, da die zugehörigen Geländearbeiten und Auswertungsmethoden zum Zeitpunkt der Renaturierungen teils wenig standardisiert waren und unterschiedliche Ansätze verfolgt wurden. Die Analyse der biotischen Begleituntersuchungen der E+E-Vorhaben hinsichtlich ihrer Eignung als Grundlage der vergleichenden Erfolgskontrolle fiel daher entsprechend arbeitsintensiv aus und stellte den Schwerpunkt der Entwicklung des Untersuchungskonzeptes dar.

Auf dieser Grundlage wurden ein Konzeptvorschlag für das Untersuchungsprogramm vorgestellt und eine Einschätzung darüber abgegeben, welche Aussagekraft eine Erfolgskontrolle haben könnte. Der genaue Prozess, der zum letztendlichen Konzeptvorschlag führte, wird im Abschlussbericht der ersten, vorbereitenden Projektphase (REMY ET AL. 2016) im Detail geschildert.

2.1.1 Identifizierung geeigneter Organismengruppen und abiotischer Faktoren

In den vier E+E-Vorhaben ist eine Vielzahl an Organismengruppen mehr oder weniger ausgiebig untersucht worden. Dazu zählten: Vegetation, Makrozoobenthos, Grundwasserfauna, Laufkäfer, Uferwanzen, Heuschrecken, Libellen, Schmetterlinge, Hautflügler, Weichtiere, Fische, Amphibien, Reptilien, Vögel, Kleinsäuger, Biber und Bisam. Um als Parameter für die Erfolgskontrolle infrage zu kommen, mussten die bisherigen Begleituntersuchungen zu diesen Artengruppen möglichst folgende Kriterien erfüllen:

- **Reproduzierbarkeit der Methoden:** Um die langzeitige Entwicklung der E+E-Gebiete beurteilen zu können, musste klar sein, ob die während der Begleituntersuchungen angewendeten Methoden im Rahmen einer Erfolgskontrolle reproduzierbar sein würden. Letzteres hing auch davon ab, ob die Methode dem aktuellen Stand entsprach oder mittlerweile veraltet war.
- **Repräsentativität der Methoden:** Die erhobenen Datensätze sollten – sofern möglich und sinnvoll – alle in den E+E-Gebieten enthaltenen Lebensraumtypen abdecken bzw. alle Lebensraumtypen abdecken, die von einer untersuchten Organismengruppe besiedelt werden können. Dies entspricht der in allen E+E-Vorhaben geäußerten Absicht die Aue als Gesamtlebensraum fördern zu wollen.
- **Vollständigkeit und Nachvollziehbarkeit der Dokumentation:** Die Datensätze sollten vollständig sein und alle relevanten Informationen enthalten. Zudem war es wichtig, dass die in den Datensätzen verwendeten Einheiten und Häufigkeitsklassen klar definiert und nachvollziehbar waren, da sie andernfalls die Ergebnisse verschlüsselt und so Aussagekraft und Vergleichbarkeit der Daten gemindert hätten.
- **Interne und externe Vergleichbarkeit:** Unter Berücksichtigung der vorgenannten Kriterien sollten sich die aus den E+E-Vorhaben vorliegenden Datensätze für interne Vorher-Nachher-Vergleiche und externe Vergleiche zwischen den einzelnen Vorhaben eignen. Wichtig war hier vor allem die Verwendung einheitlicher oder vergleichbarer Datenformate, um im Idealfall die Ergebnisse mit statistischen Analysen validieren zu können.

Diese Punkte wurden nacheinander für jede Artengruppe überprüft und diskutiert. Zusätzlich flossen auch die Angaben von KOENZEN (2005) zur Eignung verschiedener Artengruppen zur Beurteilung des Auenzustandes in den Auswahlprozess ein.

Es ist anzumerken, dass die Eignung der Begleituntersuchungen als Basis für eine Erfolgskontrolle oftmals sehr kritisch betrachtet wurde. Grund dafür war, dass sich aus der Planung einer Erfolgskontrolle nach über einem Jahrzehnt andere Anforderungen an die Qualität der Begleituntersuchungen ergaben als sie zu Beginn der E+E-Vorhaben formuliert worden sind. Um für eine Erfolgskontrolle geeignet zu sein, müssten sich Untersuchungsdesign und Erfassungsmethoden lückenlos rekonstruieren lassen und die daraus hervorgegangenen Daten für statistische Analysen eignen. Dieser Anspruch stellt jedoch einen Idealfall dar. Um diesem gerecht zu werden, hätten die Begleituntersuchungen bereits zu Beginn so geplant und dokumentiert werden müssen, dass auch nach teils 25 Jahren unabhängig vom Bearbeiter eine Wiederholung möglich gewesen wäre.

Tatsächlich reichte es für die damaligen Zwecke jedoch aus, die Vergleichbarkeit innerhalb der Projektlaufzeit zu gewährleisten, wobei meist davon ausgegangen wurde, dass ein Themengebiet über den gesamten Zeitraum vom selben Bearbeiter behandelt würde. Wechselten Bearbeiter, ging dies auch meist mit einem Informationsverlust einher. So stellte sich letztlich heraus, dass Vorher-Nachher-Vergleiche innerhalb der Projektgebiete zwar prinzipiell möglich sein würden, die Daten sich allerdings aufgrund ihrer Aufbereitungsweise und

Unvollständigkeit meist nicht für weitreichende statistische Analysen eignen würden. In diesen Fällen sollten die Vergleiche daher anhand verbalargumentativer Gegenüberstellungen der Ausgangssituationen mit den aktuellen Zuständen stattfinden, die von einfacheren statistischen Angaben gestützt würden. Wo keine Vorher-Nachher-Vergleiche möglich waren, sollten stattdessen Soll-Ist-Vergleiche durchgeführt und der aktuelle Zustand einer Artengruppe mit einem standortgerechten Leitbild abgeglichen werden. Dies geschah beispielsweise im Fall der Avifauna im Projektgebiet an der Hase, die während der ursprünglichen Untersuchungen nicht erfasst worden war.

2.2 Untersuchungsprogramm der Erfolgskontrolle

Letztendlich umfasst das für die Erfolgskontrolle erstellte Untersuchungsprogramm die drei Themenblöcke Morphodynamik, Flora und Fauna. Der Themenblock Morphodynamik umfasst die Betrachtung der Gewässerstrukturgüte – und ggf. auch deren Neuerfassung, sofern keine hinreichend aktuellen Daten bei den zuständigen Behörden vorliegen –, die Ermittlung der Überflutungshäufigkeit an Hase und Berkel sowie eine Erfassung der Kleingewässer in der Berkelaue.

Die biotischen Untersuchungen umfassen auf floristischer Ebene die pflanzensoziologische Kartierung der Untersuchungsgebiete sowie eine Biotoptypenkartierung. Als faunistische Untersuchungsparameter wurden Heuschrecken, Laufkäfer, Libellen, Amphibien und Vögel ausgewählt (Tabelle 1). Zusätzlich wurden an der Oster Makrozoobenthos und Fischfauna untersucht, da der Fokus des dortigen Renaturierungsvorhabens weitaus stärker auf der Umgestaltung des Fließgewässers und der Verbesserung der Wasserqualität lag als bei den übrigen Vorhaben.

Tabelle 1: Für die Erfolgskontrolle ausgewählten Artengruppen. x = Nachuntersuchung empfohlen; aq = Organismengruppe nutzt aquatische Lebensräume; ter = Organismengruppe nutzt terrestrische Lebensräume.

Organismengruppe	Berkel	Hase	Weser	Oster	aq	ter
Vegetation	x	x	x	x	x	x
Laufkäfer	x	x	x	x		x
Amphibien	x	x	x	x	x	x
Vögel	x	x	x	x		x
Heuschrecken	x	x	x	x		x
Libellen	x	x	x	x	x	x
Fische				x	x	
Makrozoobenthos				x	x	

Zum besseren Verständnis der Vorhaben wurden die Freilanduntersuchungen von Experteninterviews mit ehemaligen Akteuren der Renaturierungsvorhaben begleitet, bei denen es vor allem darum ging, tiefergehende Einblicke in die damaligen Planungs- und Umsetzungsphasen der Vorhaben zu erhalten und unterschiedliche Sichtweisen zu den Vorhaben in Erfahrung zu bringen. Diese Informationen sind in die abschließenden Beurteilungen der Vorhaben mit eingeflossen.

2.2.1 Projektleitung und Projektpartner

Nach Möglichkeit wurde versucht ehemalige Akteure wieder in die Erfolgskontrolle einzubinden, um von deren Erfahrung mit den jeweiligen Projekten und Untersuchungsgebieten zu profitieren und eine bessere Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten. Für die Untersuchungen an Berkel und Hase konnten die Aufträge im August 2016 vergeben werden, woraufhin die ersten, vorbereitenden Arbeiten noch im selben Monat stattfanden. Die Beauftragung der Bearbeiter für das Untersuchungsgebiet an der Oster fand im Dezember 2016 statt. Die vollständige Bearbeitung aller Projektflächen des E+E-Vorhabens an der Oberweser hat sich allerdings als zu kostenintensiv herausgestellt. Um dieses Vorhaben dennoch in der Erfolgskontrolle berücksichtigen zu können, wurde beschlossen, sich auf die größte Teilfläche, die „Hochflutrinne Lake“, die immerhin die Hälfte des gesamten Flächenumfangs dieses Vorhabens ausmacht, zu beschränken. Die Auftragsvergabe erfolgte im März 2017.

Tabelle 2: Projektleitung und Projektpartner sowie Bearbeiter der Arbeitspakete

Institut/Unternehmen	Bearbeiter	Arbeitspakete
Projektleitung		
Universität Osnabrück Fachbereich Biologie/Chemie AG Ökologie	Dr. Dominique Remy	Antragsteller und Projektleitung
	Steffen Steenken Marcel Kleinschmidt Dr. Stefanie Wilberts	Wissenschaftliche Mitarbeiter
Berkel		
Institut für Vegetationskunde, Ökologie und Raumplanung	Dr. Rüdiger Scherwaß Ursula Brockmann-Scherwaß Ralf Krechel	Vegetation, Avifauna
Planungsbüro LökPLan	Klaus-Jürgen Conze Mathias Mause Dominik Jablotschkin	Laufkäfer, Heuschrecken, Libellen, Amphibien, Erfassung Kleingewässer, Überflutungshäufigkeit
Hase		
Büro Stelzig	Volker Stelzig Simon Dorner Franziska Klauer Axel Müller Claudia Schilz Cinja Schwarz Ute Domnick	Vegetation, Avifauna, Libellen, Heuschrecken, Amphibien, Erfassung der Kleingewässer
AG Ökologie Univ. Osnabrück	Steffen Steenken Marcel Kleinschmidt	Laufkäfer
Oster		
Büro Stelzig	Volker Stelzig	Vegetation
-/-	Dr. Martin Lillig	Laufkäfer
Büro für Landschaftsökologie GbR	Hans-Jörg Flottmann	Heuschrecken, Amphibien, Avifauna
L.U.P.O GmbH	Dr. Jürgen Ott	Libellen
ProLimno	Dr. Holger Schindler Steffen Potel	Makrozoobenthos
AG Ökologie Univ. Osnabrück	Steffen Steenken Marcel Kleinschmidt	Gewässerstrukturgüte

Institut/Unternehmen	Bearbeiter	Arbeitspakete
Weser		
-/-	Dr. Mathias Lohr	Avifauna, Libellen
-/-	Prof. Dr. Winfried Türk	Vegetation
Büro für Ökologie und Landschaftsplanung	Ralf Liebelt	Amphibien, Heuschrecken
Bioplan – Büro für Ökologie und Umweltplanung	Dr. Burkard Beinlich Andreas Krüger Svenja Busse	Laufkäfer

2.3 Auswertung

2.3.1 Längsschnittanalyse

Am Ende der **Kapitel 4 bis 7** findet sich jeweils eine zusammenfassende Auswertung aller Teilberichte zum jeweils behandelten E+E-Vorhaben. Kern dieser Auswertung ist ein Vorher-Nachher-Vergleich der Zustände der untersuchten Artengruppen zu folgenden Zeitpunkten:

- Zu Beginn der wissenschaftlichen Begleituntersuchungen – je nach Vorhaben ist dies der Zustand unmittelbar vor oder nach Umsetzung der Renaturierungsvorhaben.
- Bei Ende der wissenschaftlichen Begleituntersuchungen,
- und während der Nachuntersuchungen in den Jahren 2017 und 2018.

Die Entwicklung der Artengruppen wird sowohl in Textform beschrieben als auch wie in Tabelle 3 grafisch zusammengefasst. Der Zustand der Artengruppen vor Renaturierung, nach Renaturierung und heute wird anhand einer fünfstufigen Farbskala wiedergegeben. Im Fall der Hochflutrinne Lake wird zudem der Zustand bei Nutzungsumstellung im Jahr 2010, wie er von den Bearbeitern geschildert wurde, in die Darstellung aufgenommen. Da für 2010 aber keine Daten vorliegen, wird zur Verdeutlichung eine blässere Farbskala verwendet. Für jede Artengruppe wird einmal der Allgemeinzustand (allg.) und der Zustand wertgebender Arten (wertg.) angegeben. Die Entwicklungstendenzen gegenüber dem Vorzustand werden anhand von Pfeilen angegeben. Ein steigender oder sinkender Trendpfeil geht dabei nicht zwingend mit einer Änderung der Zustandsbewertung einher. In der Spalte „Maßnahme“ sind diejenigen Maßnahmen angegeben, die im unmittelbaren Zusammenhang mit der beobachteten Entwicklung der jeweiligen Artengruppe stehen. Unter „Erfolg“ wird die Auswirkung des Vorhabens auf die jeweilige Artengruppe dargestellt.

In der weiteren Auswertung wird ausgehend von dieser Darstellung diskutiert, inwieweit die Vorhaben ihre Ziele erreicht haben, welche Auswirkungen die einzelnen Renaturierungsmaßnahmen hatten und wo die wichtigsten Problemfelder der Vorhaben lagen bzw. liegen. Zusätzlich werden Empfehlungen für die zukünftige Betreuung der Untersuchungsgebiete abgegeben.

Tabelle 3: Beispiel zur Darstellungsweise der Entwicklung der Artengruppen in den Untersuchungsgebieten. allg. = Artengruppe allgemein; **wertg.** = wertgebende Arten, d.h. typische Auenarten, Uferbewohner und Arten mit hohem Anspruch an Bodenfeuchte oder Gewässerstruktur; ↗ = positiver Entwicklungstrend; → gleichbleibend; ↘ = negativer Entwicklungstrend.

Parameter	Zustand			Maßnahmen	Erfolg
	'99	'03	'18		
Artengruppe A	allg.	↗	↗	positiv: Beispielmaßnahme A negativ: Beispielmaßnahme B	+
	wertg.	↗	→		
Artengruppe B	allg.	↗	→	positiv: Beispielmaßnahme B negativ: Beispielmaßnahme C	-
	wertg.	↗	↘		

rudimentär	defizitär	mäßig	gut	Sehr gut

Sehr positive Auswirkung	Positive Auswirkung	Keine Verbesserung	Negative Auswirkung	Sehr negative Auswirkung
+	+	±	-	-

2.3.2 Querschnittanalyse

In **Kapitel 8** werden die Ergebnisse der zusammenfassenden Auswertungen zu den vier E+E-Vorhaben gegenübergestellt und diskutiert. Die vergleichende und zusammenfassende Darstellung der letztendlichen Zielerfüllung und des Erfolgs der Renaturierungsmaßnahmen erfolgt dabei im Wesentlichen wie in Tabelle 3 dargestellt. Nähere Angaben zur Herleitung der finalen Beurteilung finden sich in Kapitel 9.

3 Untersuchte E+E-Vorhaben – Kurzsteckbriefe

BEARBEITUNG: STEFFEN STEENKEN, MARCEL KLEINSCHMIDT, DOMINIQUE REMY – UNIVERSITÄT OSNABRÜCK

3.1 Renaturierung der Berkelaue

Tabelle 4: Eckdaten des E+E-Vorhabens an der Berkel

Projektgebiet	Aue der Berkel zwischen Stadtlohn und Vreden
Fläche	185 ha
Fließgewässer	Berkel
Fließgewässertyp	Typ 15 – Sand- und lehmgeprägter Tieflandfluss
Laufzeit	10/1988 - 12/1995: Hauptvorhaben 01/1993 - 12/2002: Wissenschaftliche Begleitung
Kosten des Hauptvorhabens	4,7 Mio. €
Träger Hauptvorhaben	Kreis Borken
Wissensch. Begleitung	IVÖR Düsseldorf
Maßnahmen	Wiedervernässung durch Grabenaufstau und Verschluss von Drainagen Nutzungsaufgabe und freie Sukzession Sukzessive Extensivierung der Grünlandnutzung (unterhalb Stadtlohn) Initialpflanzungen zur Auwaldentwicklung Anlage eines naturnah gestalteten Sandfangs

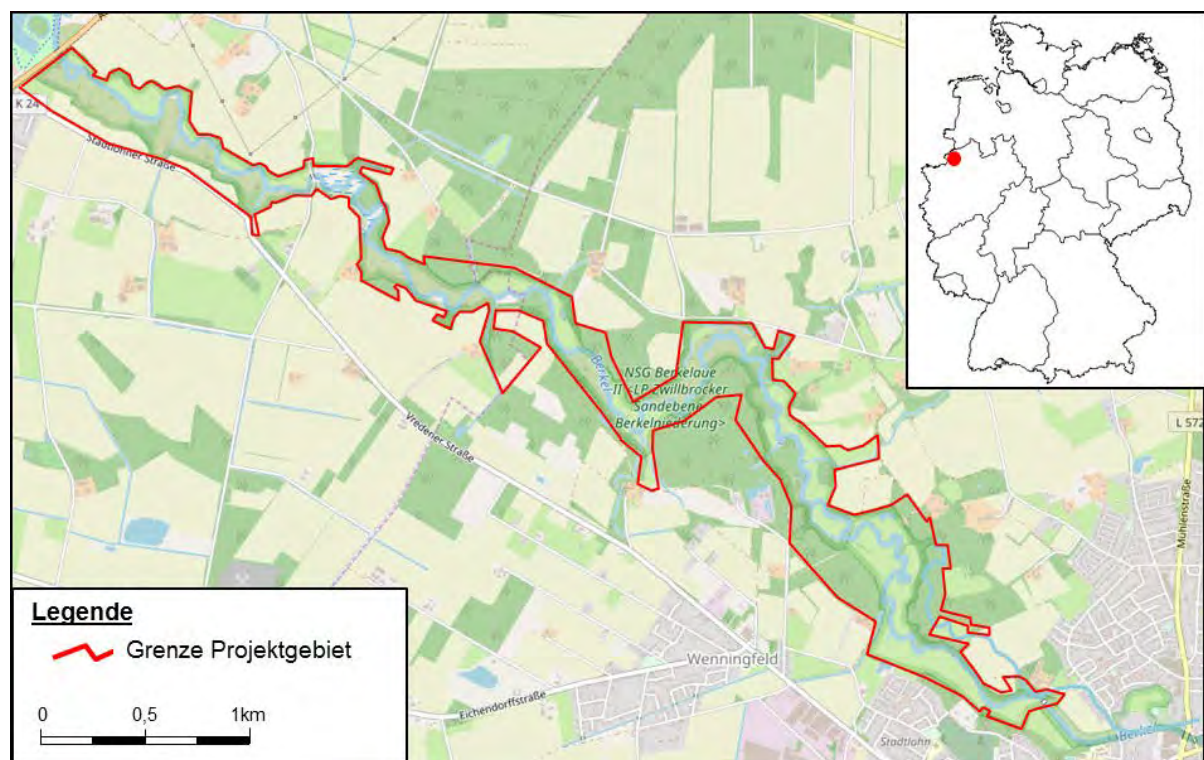


Abbildung 1: Das Projektgebiet an der Berkel zwischen Stadtlohn und Vreden. (Quelle: [www. openstreetmap.de](http://www.openstreetmap.de))

3.1.1 Zielsetzung

Grundsätzlich sollte in diesem Vorhaben die natürliche, eigendynamische Entwicklung eines Tieflandflusses und der ihn umgebenden Aue ohne direkte Beeinflussung durch den Menschen ermöglicht werden. In diesem Rahmen sollten zwei Strategien zur Entwicklung einer autotypischen Vegetation, insbesondere Auwald, getestet und miteinander verglichen werden: Während der westliche Teilabschnitt der freien, ungelenkten Sukzession überlassen wurde, fanden im mittleren Projektabschnitt Initialpflanzungen zur Auwaldentwicklung statt. Darüber hinaus sollte das Vorhaben einen ersten Schritt zum Aufbau eines Biotopverbundes entlang der gesamten Berkel darstellen.

Da die Berkelaue einen vergleichsweise günstigen Ausgangszustand aufwies, wurde versucht die Ziele des Vorhabens durch möglichst geringe Eingriffe zu erreichen. Die Wiedervernässung der Aue sollte durch den Aufstau von Entwässerungsgräben und die Aufhebung von Drainanlagen erreicht werden. Auf Maßnahmen zur Anhebung der Fließgewässersohle wurde verzichtet. Die Gewässerunterhaltung wurde eingestellt.

Die wissenschaftlichen Begleituntersuchungen konzentrierten sich auf den Vergleich der Entwicklung der Sukzessionsflächen mit und ohne Initialpflanzungen. Dementsprechend fand der Großteil der Untersuchungen auf zwei Probeflächen statt, die jeweils einen Großteil des westlichen bzw. mittleren Teilabschnittes des Projektgebietes ausmachten. Im östlichen Drittel, das der extensiven Nutzung vorbehalten war, wurde keine Probefläche festgelegt.

3.1.2 Rahmenbedingungen

Im Vergleich zu den anderen Projektgebieten repräsentiert die Berkel das geringste Maß anthropogener Überprägung. Sie war im Untersuchungsabschnitt zwar nie ausgebaut worden, wies zu Projektbeginn jedoch wilde Steinschüttungen, eine verringerte Breitenvarianz und eine infolge der Regulierung des Abflussregimes tief erodierte Sohle auf (HÜBNER, mündlich). Darüber hinaus müssen in der Vergangenheit auch kleinere Laufkorrekturen stattgefunden haben, da der Lauf in einem Teilabschnitt auffällig parallel zur Talung verläuft.

Die Aue ist vor Projektbeginn weitgehend intensiv genutzt worden, wobei Grünlandnutzung den bei weitem größten Anteil ausmachte. Waldflächen befanden sich überwiegend im zentralen Teilabschnitt des Projektgebietes.

Die hohe Sandfracht der Berkel führte zu der Forderung einen Sandfang am Ende des Projektgebietes anzulegen, um Wasserkraftanlagen in Vreden nicht zu beeinträchtigen. Diese Anlagen bedingen zudem einen Rückstau der Berkel, der 300 - 400m in das Projektgebiet hineinreicht.

Da bei Hochwasser ein ausreichender Abfluss aus der flussaufwärts angrenzenden Ortslage von Stadtlohn weiterhin gewährleistet sein musste, wurde der östliche Teilabschnitt der Aue nicht der Auwaldentwicklung, sondern der Umstellung auf extensive Beweidung gewidmet.

3.1.3 Flächenerwerb

Der Prozess des Flächenerwerbs war langwierig und ist auch heute noch nicht völlig abgeschlossen, sodass während der Projektlaufzeit noch einzelne private Flächen in der Aue zu finden waren, die durch die Renaturierungsmaßnahmen nicht beeinträchtigt werden durften.

Die Sicherstellung des eigentumsrechtlichen Zugriffs wurde als Grundvoraussetzung für die Umsetzung des angedachten Konzeptes angesehen. Der Grunderwerb erfolgte ab 1993

durch das Amt für Agrarordnung Coesfeld, teils im Rahmen eines bereits laufenden Flurbereinigungsverfahrens, teils in Form eines neuen Bodenordnungsverfahrens. Grundsätzlich wurde hoher Wert daraufgelegt, das Verfahren unter Wahrung der Freiwilligkeit aller Beteiligten durchzuführen. Aufgrund des hohen Flächendrucks mussten Landwirten Ersatzflächen angeboten werden, die über Tauschketten bereitgestellt wurden. So wurden im Zuge dieser Tauschketten in insgesamt 11 Jahren über tausend Hektar Land neu geordnet, um letztendlich 112 ha innerhalb der Berkelaue in öffentlichen Besitz zu überführen bzw. durch Grunddienstbarkeiten dauerhaft zu sichern. Diese Vorgehensweise wurde trotz ihres enormen Aufwandes und des hohen Zeitaufwands als zielführend und positiv bewertet, da so die Interessen aller Beteiligten berücksichtigt werden konnten. Es wurde ihm daher eine impulsgebende Wirkung für den weiteren Flächenerwerb an der Berkel zugesprochen.

3.1.4 Ergebnisse

Insgesamt ließ sich bei Abschluss der Begleituntersuchungen 2002 ein allgemeiner Anstieg der Struktur- und Artenvielfalt infolge der Zulassung eigendynamischer Prozesse und der Wiedervernässung der Aue verzeichnen.

Am Fließgewässer traten zunehmend dem Leitbild entsprechende Strukturen und Zeichen eigendynamischer Entwicklung wie Uferabbrüche, Auflandungen und Totholz auf. In der Aue ließ sich eine kontinuierliche Zunahme des Anteils der Pflanzengesellschaften feuchter und nasser Standorte infolge der Wiedervernässung beobachten. Die Auwaldentwicklung blieb jedoch hinter den Erwartungen zurück. Auf den Flächen freier Sukzession ließ sich nur in Ansätzen ein Aufwuchs von Gehölzen erkennen. Die Entwicklung der Initialpflanzungen wurde durch ungünstige Witterung im Folgejahr und starken Wildverbiss behindert.

Die untersuchten faunistischen Artengruppen zeigten insgesamt eine deutlich positive Entwicklung. So nahm die Anzahl der Brutvogelarten deutlich zu und es kam zur Ansiedlung hochspezialisierter Arten wie Rohrweihe und Wasserralle. Der Eisvogel profitierte vom vermehrten Auftreten von Uferabbrüchen. Unter den Amphibien nahmen die Populationen von Grasfrosch und Erdkröte deutlich zu und es siedelten sich Berg- und Teichmolch in der Aue an. Auch die Bestände der Kurzflügeligen Schwertschrecke nahmen infolge der Ausbreitung von Röhrichen und feuchter Hochstaudenfluren stark zu. Unter den Laufkäfern entwickelten sich insbesondere die auf offene Sandufer spezialisierten Arten positiv. Zudem zeigte sich an dauernassen, langfristig überstauten Nassstandorten eine Entwicklung zu einer autotypischen Laufkäfer-Gemeinschaft. Lediglich die Untersuchung der Population der Gebänderten Prachtlibelle lieferte keine eindeutigen Ergebnisse, da sich die Art im Untersuchungsgebiet sehr uneinheitlich entwickelte.

Der im westlichen Abschnitt angelegte Sandfang erwies sich als wertvolle Ergänzung des Vorhabens, da die dort entstandenen Rohböden von einer Vielzahl an Habitatspezialisten und Pionierarten verschiedener Artengruppen genutzt wurden und der Pioniercharakter des Sandfangs durch die wiederholte Auskofferung immer wieder erneuert wurde.

3.2 Renaturierung der Hase-Aue

Tabelle 5: Eckdaten des E+E-Vorhabens an der Hase

Projektgebiet	Aue der Hase zwischen Haselünne und Dörger
Fläche	450 ha
Fließgewässer	Hase Zuflüsse: Mittelradde, „Bleichenholter Graben“, Dörgener Beeke
Fließgewässertyp	Typ 15 – Sand- und lehmgeprägter Tieflandfluss
Laufzeit	11/1991 - 02/1993: Voruntersuchung 11/1995 - 02/ 2002: Hauptvorhaben 01/1999 - 12/2003: Wissenschaftliche Begleitung
Kosten des Hauptvorhabens	10,0 Mio. €
Träger	Landkreis Emsland
Wissensch. Begleitung	Universität Osnabrück
Maßnahmen	Deichrückverlegung Anschluss von zwei Altarmen an die Hase Reaktivierung des historischen Unterlaufs der Mittelradde (Bleichenholter Graben) Anlage und Revitalisierung von Stillgewässern Extensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung Nutzungsaufgabe und Sukzession Reduktion der Uferunterhaltung („Beobachtende Unterhaltung“)

3.2.1 Zielsetzung

Die Renaturierung orientierte sich an den wenigen zu der Zeit existierenden Leitbildern und versuchte, sowohl Räume für eine natürliche Entwicklung zu schaffen als auch den kulturlandschaftlichen Charakter der Aue zu erhalten. Zudem sollte die Hase ihre Aue wieder überfluten und gestalten können. Da sich die Hase und ihre Aue in einem stärker vom Menschen geprägten Zustand befanden, waren intensive Baumaßnahmen nötig, um die Freisetzung der eigendynamischen Kräfte der Hase zu erreichen.

Durch Deichrückverlegungen oder -entfernungen sollten ein natürlicheres Wasserregime etabliert und die Hochwasserretention verbessert werden. Der Wiederanschluss zweier Altwässer sollte die Lauflänge erhöhen und damit gleichzeitig das Gefälle und die Strömungsgeschwindigkeit verringern.

Die meisten Flächen wurden in extensive Grünlandwirtschaft überführt. Eine völlige Nutzungsaufgabe mit freier Sukzession fand schwerpunktmäßig im Umfeld des Bleichenholter Grabens statt. Die Uferbereiche wurden im Projektgebiet in eine sogenannte beobachtende Gewässerunterhaltung überführt, bei der nur solche Maßnahmen durchgeführt werden, die nötig sind, um eine nachteilige Beeinflussung angrenzender Privatflächen zu vermeiden.

Weiden-Initialpflanzungen waren im Vorhaben zwar ursprünglich vorgesehen, wurden aber nicht umgesetzt. Stattdessen sollten einige im nördlichen Projektgebiet gelegene Forste durch Waldumbau in standortgerechtere Waldtypen überführt werden.

Im Süden des Projektgebietes wurde außerdem die Aue im Bereich zweier Flussschleifen im Rahmen des BMBF-Projektes „Sandökosysteme im Binnenland: Dynamik und Restitution“ umgestaltet.

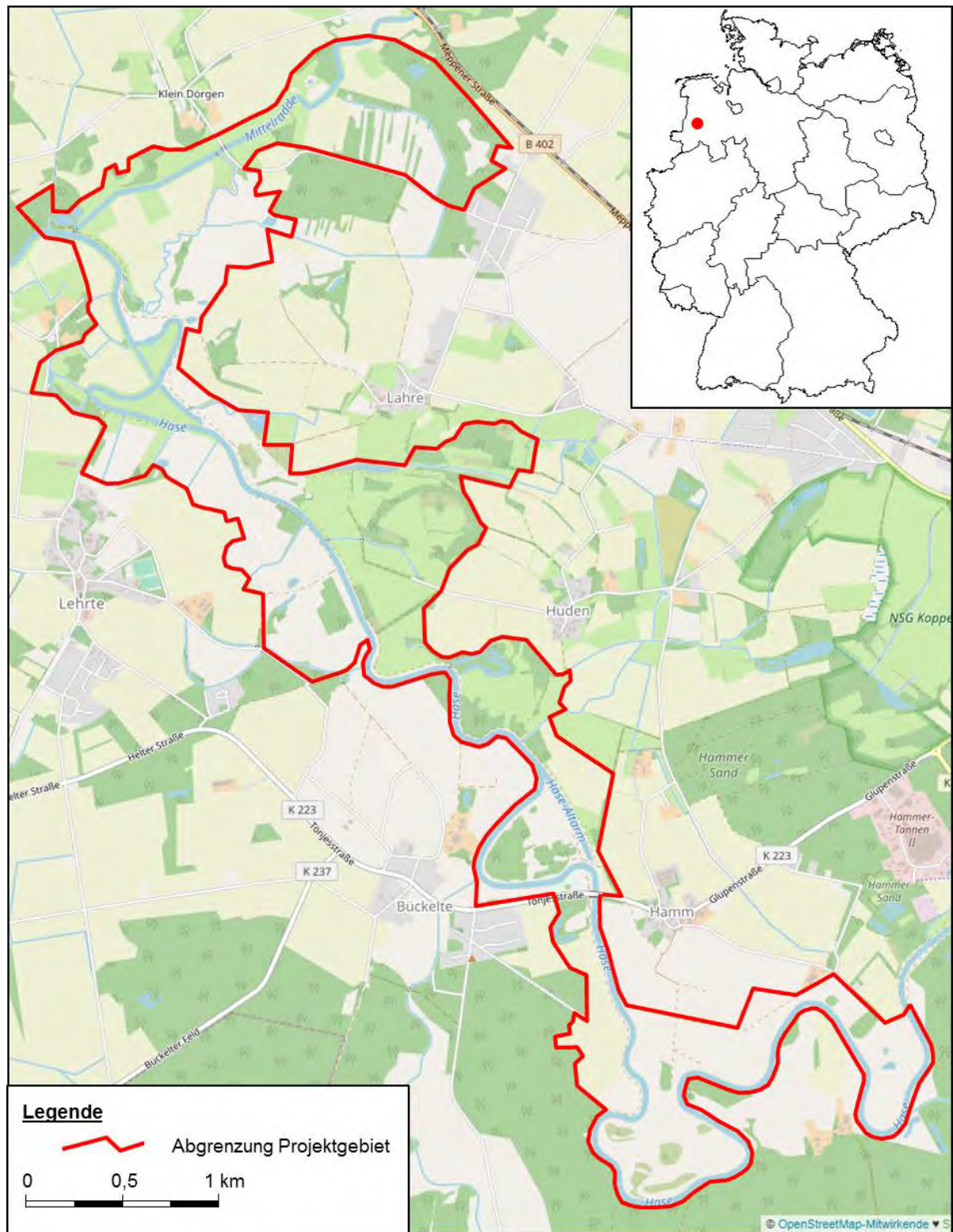


Abbildung 2: Das Projektgebiet an der Hase. (Quelle: www.openstreetmap.de)

3.2.2 Rahmenbedingungen

Die Haseaue repräsentiert den nächst stärkeren Grad anthropogener Überprägung. Der Gewässerlauf ist im Projektabschnitt über Jahrhunderte immer weiter begradigt worden und wurde letztendlich Ende der 50er Jahre zu einem Doppeltrapezprofil mit flussbegleitenden Deichen ausgebaut und mit massiven Steinpackungen befestigt. Infolge dieser Entwicklung vergrößerte sich durch Sohlerosion die Einschnitttiefe des Gewässers. Die Aue wurde zu Beginn des Vorhabens überwiegend intensiv genutzt und enthielt einen großen Anteil an Ackerflächen.

Der in der Aue vorhandene Untergrund ist sandig und weist daher steile Feuchtigkeitsgradienten auf.

Dem Vorhaben ging eine umfassende Voruntersuchung voraus, die den gesamten emsländischen Teil der Haseaue hinsichtlich des naturräumlichen und sozioökonomischen Potentials, insbesondere der Flächenverfügbarkeit, analysierte (DABER 1993). Des Weiteren wurde die Eignung der noch vorhandenen Altwässer für einen Wiederanschluss im Rahmen einer Diplomarbeit untersucht (RICHTER & VORTHERMS 1994).

Aufgrund von Bedenken hinsichtlich der Gewährleistung der Abflussleistung der Hase wurde die Anbindung der Altarme „Lahre“ und „Lehrte“ von Seiten der zuständigen Behörden an die Bedingung geknüpft, dass höchstens 75% des Abflusses durch die Altarme geleitet werden sollten, während die übrigen 25% weiterhin durch die Durchstiche geleitet würden.

Weitere, explizit genannte Rahmenbedingungen für das Vorhaben waren: Die Gewährleistung des Hochwasserschutzes und die Wahrung der Rechte Dritter, der Erhalt der historischen Nutzung, die Offenhaltung eines Teils der Aue zur Gewährleistung des Hochwasserabflusses und das Belassen der Steinschüttungen an den Ufern der Hase.

3.2.3 Flächenerwerb

Die zum Erwerb der Projektflächen nötigen Verhandlungen wurden im Auftrag des Landkreises Emsland durch die Niedersächsische Landgesellschaft GmbH (NLG) durchgeführt. Der auf Basis der Voruntersuchung angestrebte Flächenumfang von 500ha konnte nicht vollständig erreicht werden. Letztendlich wurden zwischen 1996 und 1999 ca. 450ha Land für den Naturschutz gesichert, wobei der Großteil der Projektflächen direkt oder durch Bereitstellung von Tauschflächen in den Besitz des Landkreises übergang. Dies gestaltete sich hauptsächlich dann problematisch, wenn die Interessen der Flächeneigentümer nicht finanzieller, sondern ideeller Natur waren (z.B. Wahrung von Angelplätzen/Eigenjagden). Die Sicherung dieser Flächen erfolgte dann meist durch Nutzungs- und Bewirtschaftungsverträge oder Eintragungen von persönlichen Dienstbarkeiten. Die kreiseigenen Flächen wurden in weiten Teilen unter der Auflage extensiver Grünlandnutzung an interessierte Landwirte verpachtet.

Die Wahrung der Freiwilligkeit und die klare Festlegung der Grundstückspreise durch Bodewertgutachten eines neutralen Sachverständigen wurden als positiv und akzeptanzfördernd bewertet.

3.2.4 Ergebnisse

Für den Zeitraum der Begleituntersuchung sind vermehrt Anzeichen für eigendynamische Prozesse an der Hase dokumentiert. Dazu zählen Erosions- und Sedimentationsprozesse wie Uferabbrüche im Bereich Huden und eine größere Anzahl von Rohbodenflächen in den

Uferbereichen des nördlichen Projektgebietes. Der eigendynamischen Entwicklung waren allerdings durch noch vorhandene Laufbefestigungen, die kurz vor Beginn des Projektes noch teilweise erneuert worden sind, und das regulierte Abflussgeschehen Grenzen gesetzt.

Die Altarme bei Lehrte und Lahre wurden nach ihrer Reaktivierung nur unzureichend durchströmt, während ein Großteil des Abflusses weiterhin über die kanalisierten Durchstiche erfolgte. Infolgedessen fungierten die Altarme wie Sandfänge und drohten zu verlanden. Im Nachgang des Vorhabens wurden die Durchstiche daher am Einstrom verschlossen und der Abfluss vollständig durch die ehemaligen Altarme gelenkt. Das Sohlniveau glich sich daraufhin dem des übrigen Gewässerlaufes an (POTT, mündlich; REMY 2009).

In Bezug auf die Vegetation waren insgesamt ein flächenmäßiger Zuwachs und eine stellenweise Differenzierung typischer Pflanzengesellschaften infolge der Nutzungsumstellung zu verzeichnen. Auf den durch die Deichrückverlegung geschaffenen Rohbodenstandorten siedelten sich Pioniergesellschaften an, die mittelfristig meist von halbruderalen Halbtrockenrasen abgelöst wurden.

Die Amphibien-Populationen nahmen nach Einstellung der Nutzung und Umgestaltung der Ufer der Fischteiche im Projektgebiet zu. Ebenso stieg die Anzahl der Muschelarten. Das Artenspektrum der Süßwasserschnecken am Bleichenholter Graben und den wiederangeschlossenen Altarmen verschob sich von Arten stehender Gewässer zu Fließgewässerarten. Unter den Heuschrecken profitierten insbesondere die häufigeren Arten, während typische Feuchtgrünlandarten, teils infolge der umfangreichen Erdarbeiten, in ihren Beständen zurückgingen. Bei den Laufkäfern blieb die erwartete Verschiebung des Artenspektrums zugunsten autotypischer Arten in der Fläche aus, wahrscheinlich aufgrund einer weiterhin zu geringen Überflutungshäufigkeit infolge der Sohleintiefung. An den Ufern der Fließgewässer siedelten sich dagegen neue Uferspezialisten an, die vom gestiegenen Angebot geeigneter Rohböden profitierten. Der Altarmanschlüsse und die Öffnung der Mündungsbereiche der Zuflüsse förderte auch den Biber, dessen Aktivität in diesen Bereichen signifikant zunahm.

3.3 Osterrenaturierung

3.3.1 Zielsetzung

Primäres Ziel der Osterrenaturierung war die Wiederherstellung der Selbstreinigungskraft der Oster. Dies sollte durch eine völlige Neugestaltung des vormals technisch ausgebauten Gewässerlaufes und den Bau von Kläranlagen im Einzugsgebiet erreicht werden. Die Inbetriebnahme der Kläranlagen erfolgte dabei erst einige Jahre nach Umsetzung des Gewässerumbaus, um zunächst den alleinigen Einfluss des Gewässerumbaus auf die Wasserqualität bemessen zu können. Die Renaturierung der umgebenden Aue war dagegen nur ein Nebenziel (FREY 2002). Die Zielstellung für diese Flächen bestand aus der Erhöhung der Arten- und Biotopvielfalt, einer Verbesserung des Landschaftsbilds und der Verbesserung des Hochwasserschutzes durch natürliche Retention. In Entsprechung dieser Zielsetzung war das Gros der Renaturierungsmaßnahmen der Um- bzw. Neugestaltung des Gewässerlaufes und des daran anschließenden Uferstreifens gewidmet. Anhand historischer Karten wurde der alte mäandrierende Lauf wiederhergestellt und mit Prall- und Gleithängen, Inseln und Längsbänken versehen. Über die gesamte Laufstrecke wurde ein Ufergehölzstreifen aus Erlen gepflanzt. Die umliegenden Auenflächen wurden weitgehend in eine extensive Bewirtschaftung überführt. Drainagen wurden, soweit bekannt, verschlossen. Unterhalb Osterbrücken wurde ein Auwaldinitial angelegt. Der Schwerpunkt der Begleituntersuchungen lag auf der Untersuchung hydrologischer und morphologischer Parameter im neu gestalteten Bachlauf.

Tabelle 6: Eckdaten des E+E-Vorhabens an der Oster

Projektgebiet	Aue der Oster ab Brücke Wiesenhof bis Marth
Fläche	75 ha
Fließgewässer	Oster Zuflüsse im Projektgebiet: Betzelbach, Ulmbach
Fließgewässertyp	Typ 5.1: Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche
Laufzeit	1990 – 1993: Voruntersuchung (1. Untersuchungsphase) 1993 – 1995: Hauptvorhaben 1995 – 1999: Wissenschaftliche Begleitung (2. Untersuchungsphase) 1999 – 2000: Inbetriebnahme der Kläranlagen im Projektgebiet 2001 – 2003: Wissenschaftliche Begleitung (3. Untersuchungsphase)
Kosten des Hauptvorhabens	3,5 Mio. €
Träger	Stadt St. Wendel
Wissensch. Begleitung	Technische Universität Kaiserslautern
Maßnahmen	Neumodellierung des Bachlaufs nach historischen Karten Bestehenlassen begradigter Oster-Abschnitte als Altarme Schaffung neuer Kleingewässer Pflanzung einer bachbegleitenden Erlengalerie und eines Auwaldinitials Extensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung Verschluss von Drainagen Vorgezogener Bau von Kläranlagen im Einzugsgebiet (parallel zum Vorhaben)

Der Weg einer kompletten Neugestaltung des Bachlaufes wurde gewählt, um schneller aussagekräftige Ergebnisse über den Einfluss der veränderten Morphologie auf die Wasserqualität zu erhalten als dies bei einer langsameren, eigendynamischen Entwicklung durch Initiaßnahmen der Fall gewesen wäre.

Das wissenschaftliche Begleitprogramm bestand aus drei Phasen. Die erste Phase diente der Erfassung des Ausgangszustandes. Die zweite Phase schloss an die Bauarbeiten an, um deren unmittelbare Folgen zu erfassen. Zuletzt diente die dritte Phase der Beurteilung des Einflusses der Kläranlagen auf das Gewässer.

Anders als in den anderen Vorhaben wurde von Beginn an ein Referenzabschnitt zur Kontrolle in die Begleituntersuchungen einbezogen. Ein einheitliches ökologisches Leitbild wurde jedoch nicht definiert.

3.3.2 Rahmenbedingungen

Im Gegensatz zu den vorher behandelten Vorhaben wies die Oster bei Beginn des E+E-Vorhabens zusätzlich zu einem hochgradig befestigten und begradigten Gewässerlauf auch eine äußerst schlechte Wasserqualität auf. Dies war dem Fehlen von Kläranlagen im Einzugsgebiet geschuldet.

Die Aue der Oster ist wesentlich schmäler als an den übrigen Gewässern und zeichnet sich durch eine vergleichsweise hohe Reliefenergie aus. Letzteres begünstigt den Eintrag von Feinsedimenten und Schadstoffen durch Oberflächenabflüsse aus den umliegenden, intensiv bewirtschafteten Nutzflächen.

Während der Umgestaltung des Bachlaufes traten zwei ungewöhnlich starke Hochwasser auf, welche die Sohle des Gewässers zusätzlich vertieften. Als Gegenmaßnahme wurde die Sohle auf einem 200m langen Abschnitt mit Sohlgleiten fixiert. Zudem wurde von Seiten des Landes die Bedingung gestellt, dass die Hochwassersituation durch das Vorhaben nicht verschärft werden dürfe.

3.3.3 Flächenerwerb

Der Grunderwerb wurde in der Osteraue durch die Stadt St. Wendel in Kooperation mit dem Amt für Landentwicklung als Flurbereinigungsbehörde abgewickelt. Für die Gemarkungen Hoof und Osterbrücken wurde zu diesem Zweck ein eigenständiges, projektbezogenes Flurbereinigungsverfahren initiiert. Im Bereich von Marth integrierte man den Grunderwerb in ein noch laufendes Flurbereinigungsverfahren. Insgesamt

wurden 57ha aufgekauft, wovon ca. 37ha als Kerngebietsfläche verblieben sind. Da für viele Flächen langfristige Pachtverträge existierten, mussten oft Tauschflächen bereitgestellt oder Entschädigungen gezahlt werden. Die Aussicht auf eine extensive Nachfolgenutzung der Flächen soll sich in diesem Zusammenhang jedoch positiv auf die Verhandlungsbereitschaft der Eigentümer ausgewirkt haben. Zwischenzeitlich konnten alle dafür vorgesehenen Flächen unter spezifischen Nutzungsaufgaben verpachtet werden. Die Pächter wurden dabei durch ein Kulturlandschaftsprogramm vom saarländischen Umweltministerium finanziell unterstützt.

Für alle Projektgebietsflächen wurde eine Grunddienstbarkeit für die BRD im Sinne des Naturschutzes eingetragen, um die projektgebundene Verwendung der Flächen zu sichern.

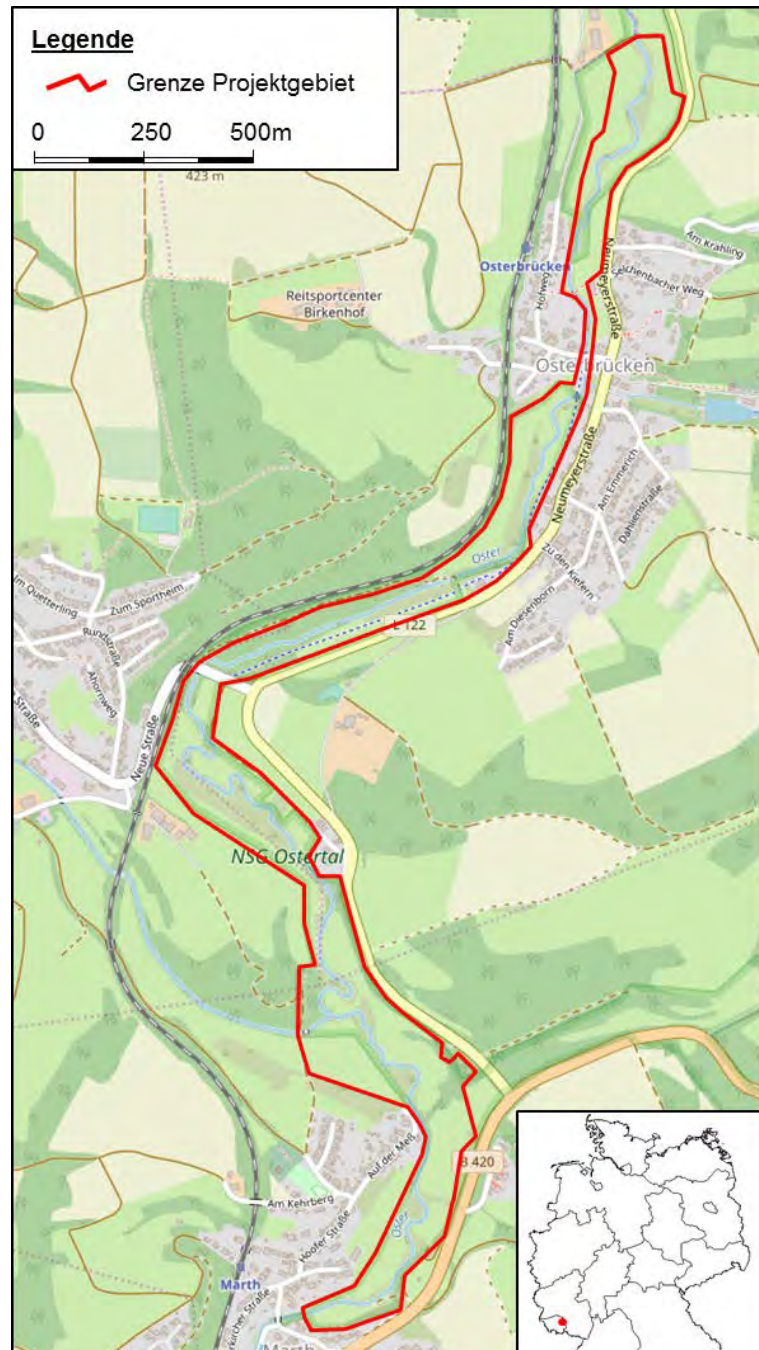


Abbildung 3: Das Projektgebiet an der Oster. (Quelle: www.openstreetmap.de)

3.3.4 Ergebnisse

In der zweiten Untersuchungsphase nach Umbau der Oster zeigte sich, dass die Selbstreinigungsfähigkeit des Gewässers durchaus deutlich gesteigert werden konnte. Dies ging jedoch mit einer stark erhöhten Sauerstoffzehrung und einem Anstieg der Nitrit-Konzentration einher. Die Fischfauna litt gerade in den Sommermonaten sehr unter dieser Entwicklung. Erst mit Inbetriebnahme der Kläranlagen entspannte sich die Situation etwas, woraufhin vor allem indifferente Fischarten in ihren Beständen zunahmen. Das Makrozoobenthos entwickelte sich insgesamt betrachtet positiv, ließ jedoch eine mangelnde Strukturvielfalt im neuen Bachlauf erkennen.

In Hinblick auf die Vegetation kam es in den Fließ- und Stillgewässern zur deutlichsten Verbesserung. Dort etablierten sich verschiedene auen- bzw. gewässertypische Wasserpflanzengesellschaften. An den Ufern blieb die Bildung wertgebender Pionier- und Uferfluren jedoch weitgehend aus, da diese Bereiche zu stark von den gepflanzten Erlen beschattet wurden und sich keine neuen Uferbänke bildeten. In der Aue entwickelten sich nicht bewirtschaftete Nasswiesen teilweise zu Brennnessel-Dominanzbeständen oder Röhrichten. Das Extensivgrünland veränderte sich dagegen kaum.

Amphibien und Libellen profitierten vor allem von der Neuanlage kleiner Stillgewässer bzw. dem Offenlassen der Reste des begradigten Bachlaufes in Form einseitig angeschlossener Altwässer. Bei den Libellenarten, die sich positiv entwickelten, handelte es sich allerdings überwiegend um anspruchslose Pionierarten. Unter den Laufkäfern stieg der Anteil hygrophiler Arten und auentypischer Habitatspezialisten infolge erhöhter Strukturvielfalt im Gewässerumfeld.

Bei den Brutvögeln zeigten sich sowohl positive als auch negative Effekte. Während das unmittelbare Gewässerumfeld vom Eisvogel und weiteren biotoptypischen Begleitarten besiedelt wurde, gingen im extensiven Grünland die Bestände bodenbrütender Offenlandarten zurück. Das Braunkehlchen verschwand gänzlich aus dem Untersuchungsgebiet. Als Ursache wurde ein zu früh angesetzter Mahdtermin vermutet.

Ein Hauptkritikpunkt an dem Vorhaben, der von den meisten Bearbeitern kontrovers diskutiert wurde, war die dichte Bepflanzung der Ufer mit Schwarz-Erlen, die eine starke Beschattung der Oster mit sich brachte und die eigendynamische Entwicklung des Bachlaufs einschränkte.

3.4 Auenregeneration an der Oberweser – Hochflutrinne Lake

Das Vorhaben an der Oberweser umfasste sechs Teilflächen in der Oberweserniederung zwischen Beverungen und Bodenwerder, die im Zuge einer Voruntersuchung aus einer Reihe von 24 Flächen entlang der Oberweser ausgewählt worden sind. Die Gesamtfläche des letztendlichen Vorhabens lag bei 63 ha. Im Rahmen dieser Erfolgskontrolle wurde stellvertretend nur die größte Teilfläche „Hochflutrinne Lake“ bearbeitet, die allein knapp die Hälfte der Gesamtfläche des Vorhabens ausmachte.

3.4.1 Zielsetzung

Ziel des Vorhabens waren der Erhalt und die Regeneration auentypischer Strukturen und eigendynamischer Prozesse sowie die Entwicklung von Strategien zur Wiederherstellung ihrer ökologischen Funktionsfähigkeit. Im Bereich der „Hochflutrinne Lake“ sollte langfristig die

Entstehung eines großflächigen Auenwaldkomplexes initiiert werden. Eine extensive Grünlandnutzung sollte zunächst auf eingestreuten Flächen stattfinden, ist dann aber verworfen worden, da man die Projektfläche als zu klein für ein sinnvolles Weidemanagement erachtete. Die noch vorhandenen Rinnenstrukturen und Fluttümpel sollten erweitert und in ihrer Funktionalität so weit wie möglich wiederhergestellt werden, um bereits bestehende Vorkommen autotypischer Lebensgemeinschaften in ihrer Entwicklung zu fördern. Analog zum Vorhaben an der Berkel war angedacht, die räumliche und zeitliche Entwicklung der Aue nach Beendigung der Baumaßnahmen nicht weiter zu beeinflussen und die Gestaltung den eigendynamischen Kräften des Stromes zu überlassen. Der renaturierte Zustand sollte sich möglichst ohne weitere Pflegemaßnahmen selbst erhalten.

Maßnahmen Schwerpunkt waren die Vertiefung der vorhandenen Flutmulden und die Neuschaffung von Kleingewässern innerhalb der Hochflutrinne sowie die Initialpflanzung standortgerechter Auengehölze, überwiegend in Form von Weidengruppen. Des Weiteren wurden durch das Abschieben von Oberboden Rohbodenstandorte zur Besiedlung durch Pionierarten geschaffen. Die Nutzung der Fläche wurde weitgehend aufgegeben. Lediglich auf einer Fläche im äußersten Osten blieb eine extensive Beweidung durch Pferde bestehen.

Die Begleituntersuchungen fanden je nach Artengruppe teils jährlich, teils in wechselnden Intervallen statt. Untersucht wurden die Vegetation, die Besiedlung der Flutmulden und Kleingewässer durch Makrozoobenthos, Fische, Amphibien und Libellen, die Avifauna mit besonderem Augenmerk auf die Nutzung der Habitatstrukturen, sowie Heuschrecken und Laufkäfer. Bei der Verlängerung der Begleituntersuchungen im Jahr 1995 wurden erstmals Referenzflächen für einen Außenvergleich gewählt und in die Untersuchungen mit einbezogen.

Tabelle 7: Eckdaten des Vorhabens an der Oberweser (Teilfläche „Hochflutrinne Lake“)

Projektgebiet	2 km langer Auenabschnitt rechts der Oberweser, ehemaliges Nebengerinne
Fläche	30,4 ha
Fließgewässer	Weser
Fließgewässertyp	Typ 10: Kiesgeprägter Strom
Laufzeit	1993 – 1994: Hauptvorhaben (Bauphase Teilfläche „Hochflutrinne Lake“) 1993 – 1999: Wissenschaftliche Begleitung
Kosten des Hauptvorhabens	64.000 € (Teilfläche „Hochflutrinne Lake“)
Träger	Stadt Beverungen
Wissensch. Begleitung	Fachhochschule Lippe und Höxter
Maßnahmen	Vertiefung der Hochflutrinne Schaffung und Erweiterung von Kleingewässern Schaffung von Pionierstandorten durch Abschieben des Oberbodens Initialpflanzungen von autochthonen Weich- und Harthölzern Nutzungsaufgabe bis 2010; Wiederaufnahme der Beweidung ab 2011



Abbildung 4: Das Projektgebiet an der Oberweser. (Quelle: www.openstreetmap.de)

3.4.2 Rahmenbedingungen

Die Oberweser hat den Status einer Bundeswasserstraße und war und ist entsprechend ausgebaut. Da die Schiffbarkeit des Stroms gewahrt bleiben musste, wurden vom zuständigen Wasserschiffahrtsamt keine Maßnahmen gestattet, die zu einem verstärkten Eintrag von Sedimenten in die Fahrrinne hätten führen können. Änderungen am Gerinne des Stroms selbst waren daher ausgeschlossen.

Es war nicht möglich, das Ufer am oberstromigen Einlauf der Flutrinne abzusenken, da die dafür nötige Fläche nicht vom Eigentümer erworben werden konnte. Bei Hochwassern strömt die Weser daher zunächst vom unterstromigen Anschluss her in die Flutrinne. Erst bei stärkeren Hochwasserereignissen kommt es zu einem vollständigen Anschluss der Flutrinne auch am oberstromigen Ende und damit zu einer Durchströmung der Flutrinne.

Die Wasserqualität der Weser war zu Beginn des E+E-Vorhabens durch eine hohe Salzbelastung beeinträchtigt, die vom stromaufwärts betriebenen Kalibergbau herrührte. Die Abflussmengen werden vor allem durch den Betrieb der Edertalsperre reguliert, wodurch extreme Wasserstände seltener auftreten.

Die gesamte Aue wird von einer teils mehrere Meter mächtigen Schicht von Auenlehm bedeckt. Das ursprünglich in der Aue vorhandene Substrat war Kies.

3.4.3 Flächenerwerb

Der Großteil der Untersuchungsfläche „Lake“ befindet sich im Besitz der PreussenElektra, die das angrenzende AKW Würgassen betrieb. Diese Flächen sind, nachdem die entsprechenden wasserrechtlichen Genehmigungen eingeholt worden waren, durch einen Gestattungsvertrag für das E+E-Vorhaben unentgeltlich bereitgestellt worden. Der Landkreis Höxter stellte seine Teilflächen ebenfalls frei zur Verfügung. Zwei kleine Flurstücke auf dem Werder wurden vom Eigentümer erworben, zusätzlich wurde von Seiten der Stadt Beverungen als Ersatz eine Fläche außerhalb des Projektgebietes zur Pacht bereitgestellt. Die am östlichen Ende des Untersuchungsgebietes gelegenen Parzellen konnten nicht erworben werden. Diese Flächen werden weiterhin vom Eigentümer mit Pferden beweidet.

3.4.4 Ergebnisse

Die stärksten morphologischen Veränderungen innerhalb der Flutrinne traten in den ersten zwei Jahren nach der Renaturierung auf. Die angelegten Kolke wandelten sich in rinnenförmige Strukturen um. In den nachfolgenden Jahren stabilisierte sich der Zustand. Diese Stabilisierung wurde zum Teil auf den Umstand zurückgeführt, dass es bei Hochwassern erst sehr spät zu einer tatsächlichen Durchströmung der Flutrinne kam, da der Einstrombereich nicht abgesenkt worden war. Zudem erschwerte die hohe Auflage aus Auenlehm Umlagerungsprozesse.

Die Vegetation der Untersuchungsfläche bildete im Lauf der Jahre zunehmend kleinräumigere Strukturen aus. Im Umfeld der regenerierten Gewässer entstanden vielfältige Röhrichte. Auf abgeschobenen Bereichen der Flutrinne siedelten sich in den ersten Jahren standorttypische Pioniervegetation, Flutrasen und Auengehölze an. Auf dem Werder siedelten sich konkurrenzschwächere Arten trocken-magerer Standorte an. Die gepflanzten Gehölzgruppen entwickelten sich gut und prägten im Lauf der Jahre in zunehmender Weise den strukturellen Charakter der Untersuchungsfläche.

Das Makrozoobenthos im Projektgebiet war bereits vor der Renaturierung reichhaltig. In den neu angelegten Kleingewässern war ein stetiger Anstieg der Artanzahl zu beobachten. Bemerkenswert war die Wiederbesiedlung durch Großmuscheln. Auch Fische, Amphibien und Libellen ließen im Allgemeinen positive Bestandsentwicklungen durch ein gesteigertes Angebot von Kleingewässern in unterschiedlichen Entwicklungsstadien, eine gesteigerte hydrologische Vielfalt und ein reicher strukturiertes Gewässerumfeld erkennen. Gerade bei den Libellen ließ sich beobachten, wie das breite Angebot verschiedener Kleingewässer auf kleinem Raum ein räumlich wechselndes, aber zeitlich stabiles Nebeneinander von Arten unterschiedlicher Ansprüche ermöglichte.

Aus avifaunistischer Sicht kam es zunächst zu einer starken Zunahme von Arten, die auf offene Lebensräume wie Röhrichte und Hochstaudenfluren angewiesen sind. So stiegen vor allem die Bestände von Sumpfrohrsänger und Feldschwirl beträchtlich. Auch die Rohrammer siedelte sich an. Gegen Ende der Begleituntersuchungen begannen infolge des Gehölzaufwuchses zunehmend Arten mit einer stärkeren Bindung an Lebensräume der Wälder und Waldränder in Erscheinung zu treten.

Die Entwicklung der Heuschreckenfauna war geprägt von einem allgemeinen Artzuwachs und der starken Ausbreitung der Kurzflügeligen Schwertschrecke, die von der Zunahme der Röhrichte und nasser Hochstaudenfluren profitierte. Lediglich Arten offener Uferstandorte, insbesondere der Gattung Tetrix, blieben in ihren Beständen weitgehend unverändert, da die eigendynamische Entstehung von Rohbodenstandorten unter den gegebenen Rahmenbedingungen nicht gefördert werden konnte.

Zur Reaktion der Laufkäferzönose auf die Renaturierung lassen sich keine klaren Aussagen treffen, da auf die Entwicklung der Artengruppe im Lauf der Zeit kaum eingegangen wurde. Statt die Ergebnisse der acht Untersuchungsjahre miteinander zu vergleichen, wurde lediglich eine Charakterisierung des Artinventars vorgenommen, die nicht zwischen den Untersuchungsjahren unterschied.

4 E+E-Vorhaben Renaturierung der Berkelaue – Teilberichte

4.1 Überflutungshäufigkeit

BEARBEITUNG: KLAUS-JÜRGEN CONZE

Im Zuge der ersten Evaluierungen der Renaturierung der Berkelaue wurden lediglich grobe hydrologische Auswertungen vorgenommen, die sich im Wesentlichen auf ein Niederschlags-Abflussmodell zum Hochwasserschutz beziehen. Aktuell ergab sich daher die Frage nach der aktuellen Überflutungshäufigkeit, -dauer und -höhe und daraus abzuleitenden Hinweisen auf die Erfüllung der ursprünglichen Ziele des Projektes (BROCKMANN-SCHERWAß et al. 2007). Diese Angaben lassen sich über die Auswertung eines sogenannten N/A- (Niederschlags-Abfluss-)Modells für jeden Abschnitt ermitteln. Grundlage dafür sind für das Einzugsgebiet interpolierte und ausgewertete reale Messdaten aus Niederschlagsmessstationen sowie die ausgewerteten Aufzeichnungen der realen Abflussdaten an den Pegelstationen entlang der Berkel.

Das Einzugsgebiet der Berkel (gesamt 849 qkm, bis zum UG gesamt ca. 360 qkm) weist nur wenige Niederschlagsmessstationen auf, u.a. eine an der Kläranlage in Stadtlohn. Niederschlagsdaten sind online im Klimaatlas für NRW verfügbar. Entlang der Berkel gibt es in NRW insgesamt vier Pegelstationen. Die für den Untersuchungsabschnitt relevanten sind: flussaufwärts oberhalb Stadtlohn und flussabwärts unterhalb Ammeloe, letztere ist aber schon ca. 10 km vom UG entfernt.

Für die aktuelle Auswertung ergab sich allerdings das Problem, dass der nächstgelegene, knapp oberhalb des UG gelegene Pegel bei Stadtlohn versandet und daher nun kurzfristig durch einen neuen schon eingerichteten ersetzt wird. Daher sind die Auswertungen für die letzten Jahre kritisch und gegebenenfalls nicht valide. Es ist daher nicht möglich, abgesicherte Aussagen zu Änderungen der Überflutungshäufigkeiten, -dauern oder -höhen gegenüber dem ursprünglichen, nicht renaturierten Zustand zu treffen.

Nach den vorliegenden Daten hat sich das Abflussverhalten der Berkel im renaturierten Abschnitt nicht deutlich verändert, insbesondere ergeben sich bislang keine größeren Überflutungshäufigkeiten, -dauern oder -höhen. Das ist folgendermaßen zu begründen:

Das Abflussregime der Berkel ist schon lange Zeit (mittelalterliche Mühlennutzung in Vreden und Stadtlohn seit dem 14. bzw. 15. Jhdt. dokumentiert) vom Menschen verändert worden, was auch für das Einzugsgebiet (vor allem Umwandlung von Wald in Acker) und die Aue (vor allem Umwandlung von Wald in Grünland) gilt. Die anhaltende Mühlen- bzw. Wasserkraftnutzung mit Schwallbetrieb und Rückstau bewirkt eine Tiefenerosion der Berkel im gesamten UG und eine verstärkte Sedimentation vor allem am Westrand, die mit dem eingerichteten Sandfang reduziert wird.

Zwar zeigt die Erfassung der Gewässerstrukturen für die Ufer punktuelle Verbesserungen in Form von gut ausgebildeten Prall- und Gleithängen, Steilwänden und Sandbänken, aber eine dynamische Laufentwicklung mit neuen Mäandern, Abschnürung von Altarmen sowie Ausbildung von Flutrinnen und -mulden ist nicht festzustellen und aufgrund der beeinflussten Abflussdynamik, der Tiefenerosion und weiterer Faktoren (s.u.) nicht zu erwarten.

Der überwiegend sandige Untergrund in der Aue bewirkt auch bei Hochwasserereignissen ein rasches Abtrocknen, da trotz der verschlossenen Dränagen und Gräben die tiefliegende Berkel das Wasser rasch aus der Aue zieht. Hier gibt es ein Gefälle zwischen dem eher trockenen Ost- und dem eher feuchten Westteil aufgrund des im letzteren wirkenden Rückstaues.

Vorgesehene Maßnahmen zur Renaturierung im Oberlauf der Berkel, die auch darauf abzielen, mehr Wasser in der Aue zu halten, könnten das Abflussregime im hier betrachteten UG zusätzlich dahingehend verändern, dass es nicht zu verstärkten, höheren und dauerhaften Überschwemmungen in der Aue kommt. In diese Richtung können auch die bislang prognostizierten Änderungen durch den Klimawandel im Einzugsgebiet wirksam werden, da die Temperaturen voraussichtlich stärker steigen als die Niederschläge, es in der Summe also zu einer negativen Wasserbilanz kommt. Die in diesem Zusammenhang ebenfalls prognostizierte Zunahme von sommerlichen Starkregenereignissen (dazu passt auch das Berkelhochwasser aus 2016) lässt sich dabei kaum einordnen, da diese Ereignisse meist zeitlich und räumlich begrenzt auftreten und die Auswirkungen stark von der Lage und Dauer abhängig sind. Absehbar hat auch die Veränderung der Landnutzung im Einzugsgebiet eher einen abflussmindernden Effekt, da mit der steigenden Produktivität und der Zunahme z.B. von Maisäckern der Wasserverbrauch steigt.

Schon im Ausgangszustand war der hier betrachtete Berkelabschnitt dadurch gekennzeichnet, dass das Berkelprofil bereits bei Abflüssen mit kurzem Intervall (etwa ab HQ2) nicht ausreicht und die Berkel über die Ufer tritt. Nach aktuellen Aussagen der Höheren Wasserbehörde gilt dies weiterhin, wie auch die o.g. Abflussdaten zeigen. Solche Ereignisse können sicherlich auch für die Berkel sohlen- und laufprägend sein, es gibt aber dazu aktuell keine belegten Daten.

Eine Auswertung des Geländemodells für die Berkelaue im Untersuchungsabschnitt zeigt, dass es kaum größere oder längere Flutrinnen oder -mulden gibt und sich der Berkellauf in den vergangenen 20 Jahren kaum verändert hat. Über das ELWAS (www.elwas.nrw.de) sind auch Querprofile in der Aue abrufbar. Fünf ausgewählte Standorte zeigt die Abbildung 5. Sie

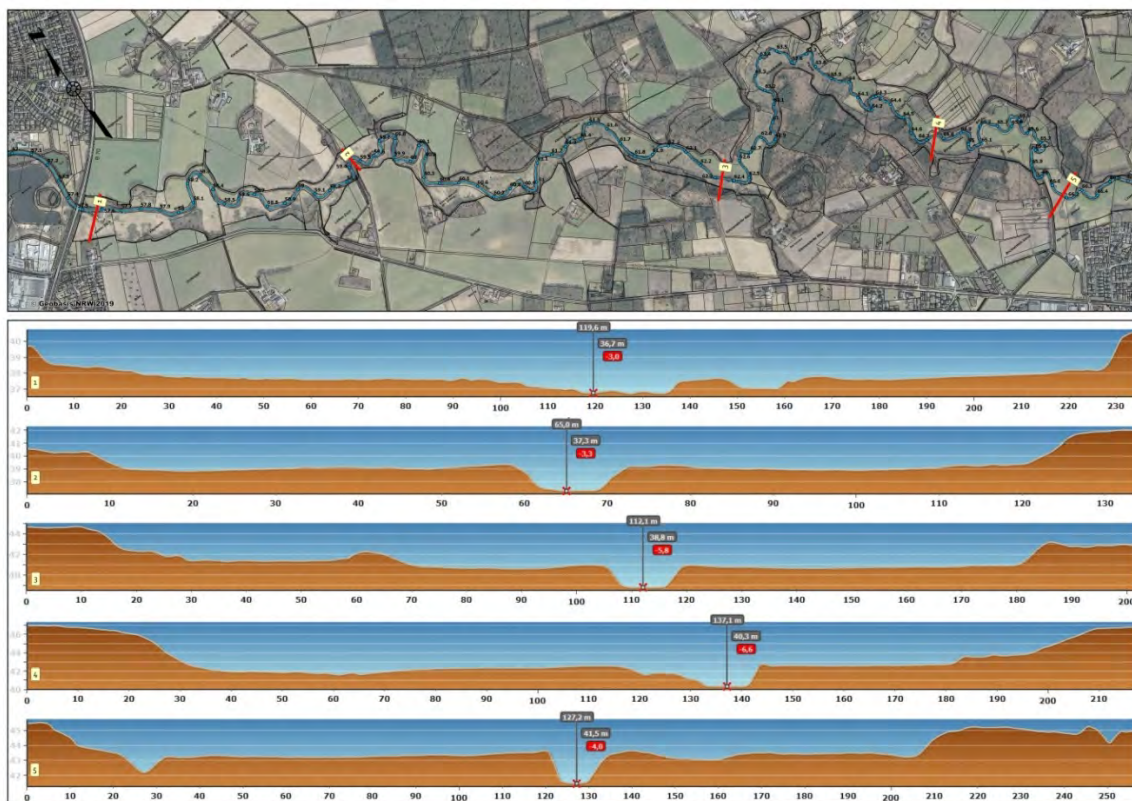


Abbildung 5: Querprofile in der Aue an fünf ausgewählten Standorten, abgerufen über das ELWAS (www.elwas.nrw.de).

verdeutlichen das oben Beschriebene. Statt breit und flach, wie für einen Sandfluss im Flachland typisch, verläuft die Berkel mit durchgehend 3 bis 4 m sehr tief in ihrem Bett. Ausgeprägte Prall- und Gleithänge sind nur punktuell ausgebildet. Auf langen Abschnitten werden die Ufer durch begleitende Gehölze geschützt. Strukturverbessernde Sturzbäume sind kaum vorhanden und werden zudem aus Gründen des Hochwasserschutzes zumindest teilweise immer wieder aus dem Profil entnommen, da eine Verklauungsgefahr unterliegender Wehre im Hochwasserfall befürchtet wird. Die Gewässergüte ist durch die Inbetriebnahme der Kläranlage (1991) deutlich verbessert, kann aber durch die Stauhaltungen und die dadurch bedingte reduzierte Selbstreinigungskraft der Berkel keine besseren Werte erreichen und stagniert überwiegend in der Stufe II-III. Die Gewässerstrukturgüte wurde entlang der Berkel in den Jahren 1996, 2003 und 2011 aufgenommen. Im Vergleich zwischen den Aufnahmen aus den Jahren 2003 und 2011 ist eine Verbesserung insbesondere in den Uferstrukturen sowie den Auenbereichen mit Auwaldentwicklung erkennbar.

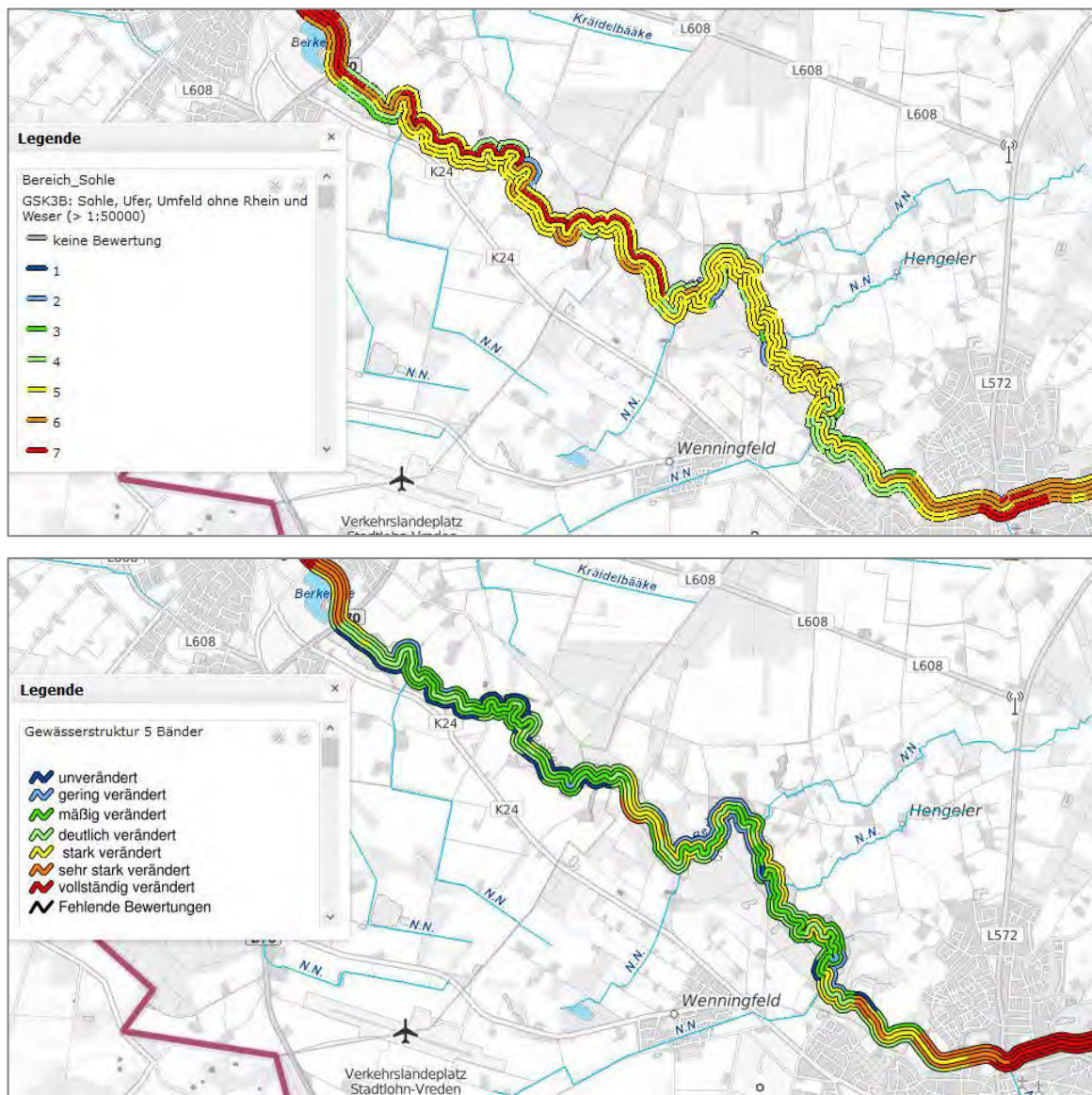


Abbildung 6: Gewässerstrukturgüte zwischen Vreden und Stadthoyn, gemäß der Aufnahme aus den Jahren 2003 (oben) und 2011 (unten), abgerufen über das ELWAS (www.elwas.nrw.de).

Tabelle 8: Berkel-Steckbrief

Gesamtlänge (Quelle-Mündung)	114,562 km
Quelle	Südöstlich Billerbeck, Baumberge (131 m ü NN)
Mündung	Bei Zutphen in die IJssel
Gesamteinzugsgebiet	849 km ²
Einzugsgebiet oberhalb des UG	231,34 km ²
Einzugsgebiet auf Höhe des UG	351,1 km ²
Einzugsgebiet unterhalb des UG	489 km ²
Gesamtgefälle	Keine Angabe
Naturraum	Westfälische Bucht
Gewässertyp	Sandgeprägter Tieflandfluss, untere Barbenregion
Stationierung im UG	von 57,4 (Vreden) bis 67,3 (Stadtlohn)
Lauflänge im UG	Ca. 9,8 km
Anzahl der Zuflüsse im UG	5
Katalog durchgeführter Maßnahmen	Aufhebung von Drainagen Einbau von Stauvorrichtungen an Gräben Aufstau und Verschluss von Binnenentwässerungsgräben Seit 1991 Verzicht auf Unterhaltungsarbeiten an der Uferbefestigung Zulassen von Sukzession und Initialpflanzung von Auwald Bau eines Sandfangs oberhalb von Vreden

4.1.1 Fazit

Insgesamt lässt sich konstatieren, dass sich die Situation der Berkel und ihrer Aue im renaturierten Abschnitt gegenüber dem Ausgangszustand sehr deutlich verbessert hat. Aber aufgrund der Zwangspunkte ober- und unterhalb (Ortslagen Stadtlohn und Vreden mit ihren Mühlen- bzw. Wasserkraftwerksanlagen) bleibt sie in ihrer Entwicklung limitiert. Eigendynamische Entwicklungen bleiben vollständig auf den Gewässerlauf (Sohle und Ufer) beschränkt und die Entwicklung in der Aue wird stärker durch die Nutzung (bzw. Sukzession und Pflege) bestimmt, als durch das Abflussgeschehen der Berkel. Daher ist auch die Entwicklung auentypischer Vegetation eingeschränkt und verlangsamt. Uneingeschränkt positiv ist aber die erzielte Wirkung auf den lokalen, regionalen und übergeordneten Biotopverbund. Im Verhältnis zur Entwicklung jenseits der Terrassenkanten (weitere Intensitätszunahme der landwirtschaftlichen Nutzung) bildet die Berkelaue ein wichtiges Mosaik aus verschiedenen Lebensräumen die gleichermaßen als Trittstein und Verbindungskorridor wirken.

4.2 Floristisch-vegetationskundliche Untersuchungen

BEARBEITER: URSULA BROCKMANN-SCHERWAß, RÜDIGER SCHERWAß - IVÖR

Als Grundlage für den Biotopmanagementplan (LÖLF 1993) fand bereits 1988 eine erste Vegetationskartierung der Berkelaue zwischen Stadtlohn und Vreden statt. In den 80er Jahren wurde der größte Teil der Aue landwirtschaftlich genutzt und Drainageanlagen und Gräben dienten der Entwässerung. Bei weniger als 10 % Ackerfläche und knapp 11 % Waldanteil überwog die Grünlandnutzung. In weiten Bereichen herrschte ein recht einheitliches Bild von Grünlandgesellschaften, die einer mittleren bis intensiven Nutzung unterlagen. Typisch waren Weidelgras-Weißkleewiden (*Lolium-Cynosuretum*), artenarme Mähweiden und Vielschnittwiesen (*Cynosurion*-Gesellschaften) sowie kennartenarmes Grünland mit Dominanzbeständen von Deutschem Weidelgras (*Lolium perenne*), Welschem Weidelgras (*Lolium multiflorum*) oder Wolligem Honiggras (*Holcus lanatus*). Standortunterschiede wurden meist durch den Faktor Nutzung überlagert. Nur an wenigen Stellen fanden sich grundwasserabhängige Gesellschaften, wie Feuchtwiesen oder Röhrichte (IVÖR 1988, BROCKMANN-SCHERWAß et al. 2007).

Die Entwicklung des Projektgebietes wurde im Rahmen des 10-jährigen Programms durch pflanzensoziologisch-vegetationskundliche Untersuchungen von 50 Dauerbeobachtungsflächen in den Jahren 1993, 1995, 1998 und 2002 und durch flächendeckende Vegetationskartierungen in den Jahren 1995, 1998 und 2002 dokumentiert (IVÖR 1993, 1995, 1999b, 2003b). Zusätzlich wurden 1998, 1999 und 2003 die spontan auftretenden Ufergehölze erfasst.

Die Angaben sind, soweit nicht anders vermerkt, entnommen aus: IVÖR (2004): E+E-Vorhaben 'Renaturierung der Berkelaue'. Abschlussbericht (unveröff. Gutachten i. A. des Kreises Borken) und BROCKMANN-SCHERWAß et al. (2007): Renaturierung der Berkelaue. Ergebnisse eines Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens im Kreis Borken.

4.2.1 Methode

Als Vorbereitung der flächendeckenden Kartierung in 2017/18 wurde zunächst auf der Grundlage der Erhebungen zum abgeschlossenen E+E-Vorhaben aus den Jahren 1988, 1995, 1998 und 2002 ein Kartierschlüssel erstellt. Neben den bislang im Projektgebiet erfassten Charakter- und Kennarten der verschiedenen Syntaxa enthält er weitere, im Gebiet potenziell zu erwartende Arten.

Zur Erfassung der Flora und Vegetation wurde das Gebiet in den Untersuchungsjahren 2017 und 2018 flächendeckend abgesprochen und die vorhandenen Vegetationseinheiten abgegrenzt. Der Verlauf der Berkel ist durch die freie Gewässerentwicklung in ständiger Veränderung. Als Grundlage für den in der Vegetationskarte dargestellten Gewässerverlauf dienten aktuelle Luftbilder des Geodatendienstes Geobasis NRW (http://www.wms.nrw.de/geobasis/wms_nw_dop?).

Zur Charakterisierung der Vegetationsbestände wurden pflanzensoziologische Aufnahmen nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (1964) angefertigt (Anhang). Die Aufnahmeskala wurde nach WILMANN (1978, 1984) verfeinert.

Die pflanzensoziologische Zuordnung erfolgte in Anlehnung an OBERDORFER (1977, 1978, 1983a, 1983b, 1992a, 1992b), POTT (1995), DÖRING-MEDERAKE (1991) und MAST (1999). Bestände, die aufgrund des Fehlens von Charakter- oder Kennarten keiner derzeit gültigen Assoziation oder (ranglosen) Gesellschaft zugeordnet werden konnten, wurden nach der in ihnen vorherrschenden Art als Dominanzbestände bezeichnet oder, je nach Vorkommen von

Kennarten höherer Syntaxa und von Störzeigern, als Basal- bzw. Fragment-Gesellschaft auf der Ebene von Verband, Ordnung oder Klasse eingeordnet.

Der Schwerpunkt bei der Anfertigung vegetationskundlicher Aufnahmen wurde dabei auf die Entwicklung der Auenvegetation einschließlich der einmündenden Bachtälchen gelegt.

Die während der Geländebegehungen erfassten Arten wurden in einer Florenliste zusammengestellt. Bei seltenen Arten wurden - soweit bekannt - auch gezielt Standorte aus früheren Kartierungen aufgesucht. In die Florenliste mit eingeflossen sind außerdem Arten, die im Rahmen der faunistischen Erhebungen beobachtet wurden. Bei diesen handelt es sich vor allem auch um die Frühblüher.

Kartenmaterial und Rohdaten sind im digitalen Anhang enthalten.

4.2.2 Vegetation

Es werden im Hinblick auf die Ziele des E+E-Vorhabens lediglich die für die Berkel und ihre Aue charakteristischen und prägenden Pflanzengesellschaften und deren Vorkommen im Projektgebiet näher beschrieben und soweit möglich eine Flächenbilanzierung als Grundlage für die Dokumentation der wesentlichen Vegetationsveränderungen durchgeführt.

Die Flächenbilanzierung für 2017/18 erfolgte mittels der Software ArcGIS 10.2. Dementsprechend wurden auch nur solche Bestände bei der Auswertung berücksichtigt, für die eine kartographische Darstellung erfolgen konnte.

4.2.2.1 Röhrichte und Großseggenriede

Röhrichtbestände haben sich vor allem auf den Sukzessionsflächen teils großflächig ausgebreitet. Sie werden hauptsächlich vom Rohrglanzgras (*Phalaridetum arundinaceae*) und vom Schilf (*Scirpo-Phragmitetum*) gebildet und sind häufig mit Eutrophierungszeigern durchsetzt. Dabei ist ein kontinuierlicher Anstieg der Röhrichte von zunächst 2,1 ha in 1988 auf 10,7 ha in 2017/18 zu beobachten. Damit hat sich ihr Flächenanteil gegenüber 2002 in etwa verdoppelt.

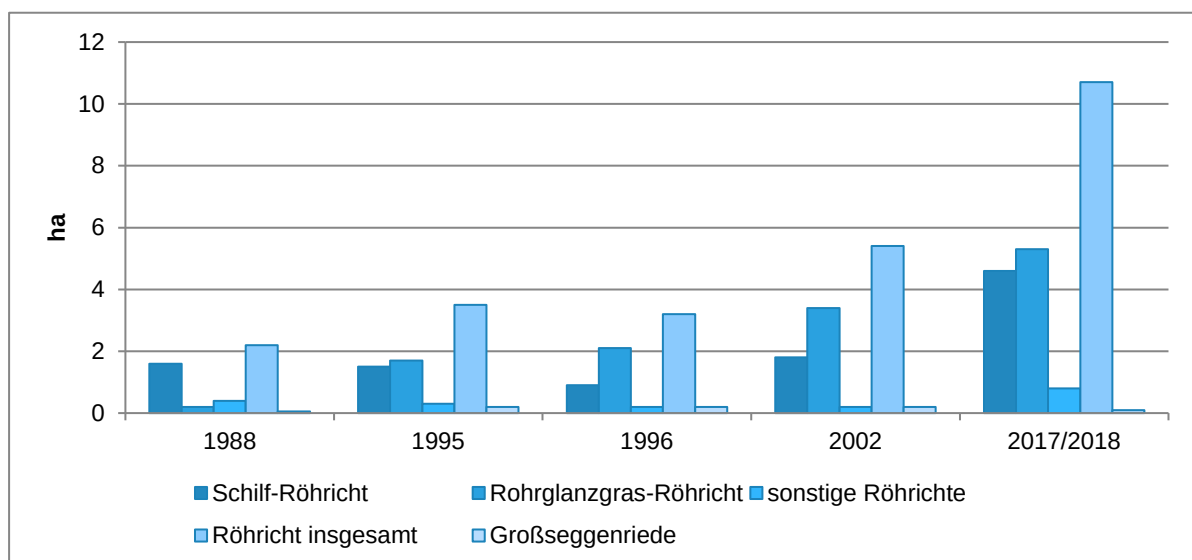


Abbildung 7: Quantitative Veränderungen der Röhrichte und Großseggenriede

Großseggenriede (*Magnocaricion*) spielen seit je her nur eine untergeordnete Rolle und konnten somit in allen Untersuchungsjahren lediglich als sehr kleinflächige Bestände ausgewiesen werden.

4.2.2.2 Flut- und Kriechrasen

Betrachtet man die Veränderungen der Flächenanteile innerhalb dieser Formation, so zeigt sich, dass sich die Kriechrasen-Gesellschaften (*Potentillo-Polygonetalia*) zwischen 1988 und 2002 deutlich von rd. 3 ha auf knapp 16 ha ausgebreitet haben. In 2017/18 betrug ihr Flächenanteil hingegen nur noch 4,5 ha. Dabei handelt es sich fast ausschließlich um Knickfuchsschwanz-Rasen, deren Vorkommen sich weitestgehend auf die bewirtschafteten Grünlandflächen beschränkt. Der deutliche Rückgang der Kriechrasengesellschaften ist darauf zurückzuführen, dass sich die Kriech-Hahnenfuß-Wiesenfuchsschwanz-Gesellschaft und die Kriechquecken-Gesellschaft (ihr gemeinsamer Flächenanteil lag 2002 noch bei 10,8 ha) nicht etablieren konnten.

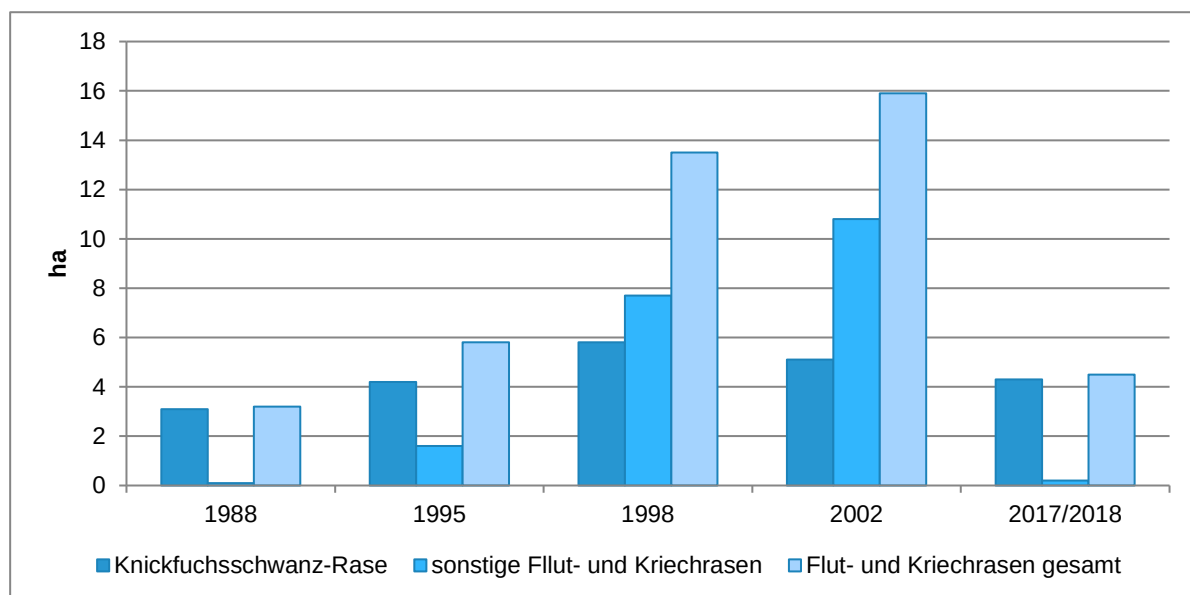


Abbildung 8: Quantitative Veränderungen der Flut- und Kriechrasen

4.2.2.3 Feuchtgrünland

Das Feuchtgrünland umfasst im Folgenden die feuchten Weidelgras-Weißkleeweiden (*Lolio-Cynosuretum lotetosum*) sowie die Feuchtgrünland-Gesellschaften der Ordnung *Molinietalia*.

Die Gesamtfläche der Feuchtgrünland-Gesellschaften der Ordnung *Molinietalia* nahm zwischen 1988 bis 1995 leicht um rd. 1,2 ha zu. In diesem Zeitraum breiteten sich vor allem die Honiggras-Feuchtwiese (*Holcus lanatus*-Feuchtwiese) sowie Feuchtwiesen-Fragmentgesellschaften bei gleichzeitigem Rückgang der Wassergreiskraut-Wiese (*Bromo-Senecionetum*) aus. Im weiteren Untersuchungszeitraum verringerten sich ihre Anteile wieder kontinuierlich, so dass insgesamt eine deutliche Abnahme von 7,3 ha (1988) auf 1,9 ha (2002) bzw. 0,6 ha (2017/2018) zu verzeichnen ist.

Auch die Gesamtfläche der feuchten Weiden (*Lolio-Cynosuretum lotetosum*) stieg zunächst von 1,9 ha in 1988 auf 6,3 ha in 1995 an. Mit fortschreitender Sukzession auf ehemaligen Feuchtweiden und infolge der Verdrängung hauptsächlich durch Flutrasen auf den Weiden im Ostteil der Aue ging ihr Flächenanteil insgesamt wieder auf 3,5 ha zurück.

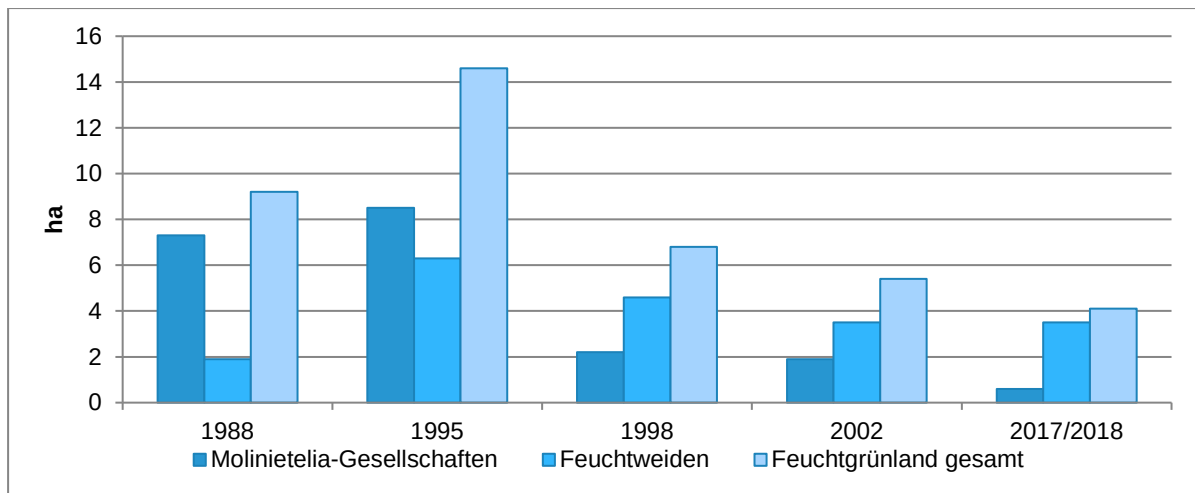


Abbildung 9: Quantitative Veränderungen des Feuchtgrünlands

4.2.2.4 Sonstige Grünlandgesellschaften

Verbunden mit der Nutzungsaufgabe in weiten Teilen der Aue ist der Gesamtflächenanteil des Grünlands kontinuierlich von 66 ha in 1988 auf 40,8 ha in 2002 abgesunken und hat sich bis 2017/18 (39,3 ha) nur noch geringfügig verändert. Deutlich zurückgegangen ist dabei der Flächenanteil der Weidelgras-Weißklee-Weiden (*Lolio-Cynosuretum typicum*). Die Fettweiden dienten nach der Nutzungsaufgabe bevorzugt als Sukzessionsflächen, größtenteils mit Initialpflanzungen zur Auwaldentwicklung. Als Folgegesellschaften stellten sich u. a. kennartenarmes Grünland und Grünland-Brachestadien (*Arrhenatheretalia*-Fragmentgesellschaften) ein. Entsprechend stieg deren Anteil zunächst bis 1998 deutlich an, ist seitdem allerdings wieder rückläufig. Sie wurden teils durch nitrophytische Staudengesellschaften abgelöst, teils stellen sich ehemalige Brachflächen mit Initialbepflanzung nach dem Aufwachsen der Gehölze jetzt als Aufforstung dar.

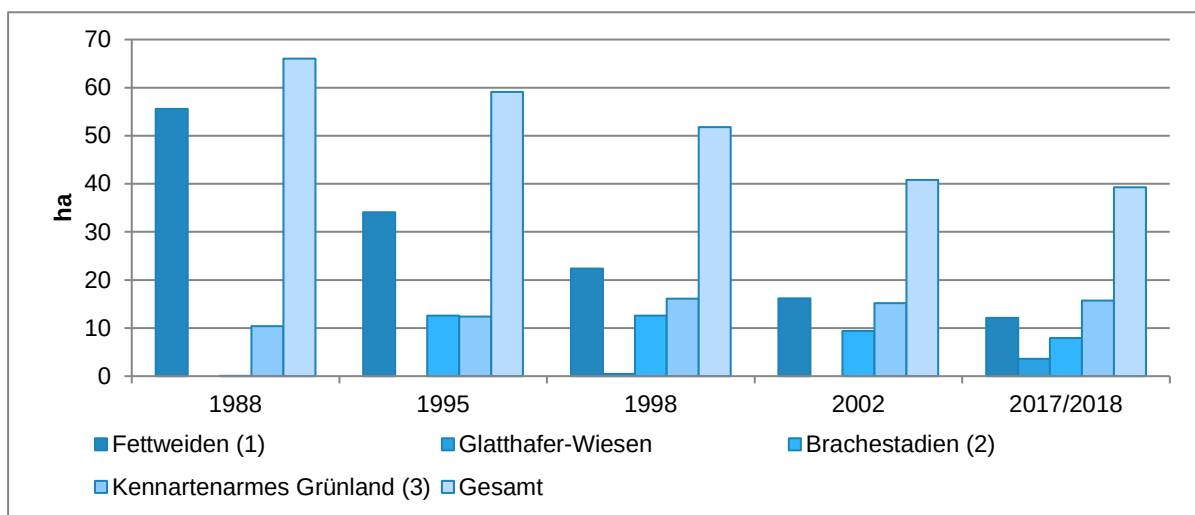


Abbildung 10: Quantitative Veränderungen sonstiger Grünlandgesellschaften: (1) Weidelgras-Weißklee-Weiden und Fettweiden-(*Cynosurion*-)Gesellschaften; (2): ruderalen *Arrhenatheretalia*-Fragmentgesellschaften; (3): einschließlich Dominanzbestände

4.2.2.5 Nitrophytische Stauden-, Saum und Verlichtungsgesellschaften

In der Aue haben sich im Zuge der Sukzession auf den ehemals landwirtschaftlich genutzten Flächen teils großräumig nitrophytische Hochstaudenfluren entwickelt. Diese werden im Folgenden entsprechend ihrer Standortansprüche an den Wasserhaushalt in vier Gruppen unterteilt:

- *Convolvuletalia*-Gesellschaften: Nitrophytische Staudengesellschaften feuchter und nasser Standorte
- *Lamio-Chenopodietalia*-Gesellschaften: Nitrophytische Staudengesellschaften frischer Standorte
- *Artemisietea*-Gesellschaften: Nitrophytische Staudengesellschaften trockenerer Standorte
- sonstige Staudengesellschaften ohne soziologische Zuordnung

Die nitrophytischen Staudengesellschaften haben sich in der Aue zunächst kontinuierlich von 1,9 ha in 1988 auf 22,3 ha in 2002 ausgebreitet. Das entsprach einem Anteil von rund 12 % an der Gesamtfläche des Plangebietes bzw. 16 % bezogen auf die eigentliche Berkelaue (gemäß NSG-Abgrenzung). Den deutlichsten Zugewinn verzeichneten dabei die Staudengesellschaften ohne soziologische Zuordnung. Sie hatten sich bis zum Jahr 2002 auf 15,4 ha ausgedehnt. Hierbei handelte es sich fast ausschließlich um Bestände der Großen Brennesel (*Urtica dioica*), die sich aus Grünlandbrachen entwickelt hatten. Bis 2017/18 sind derartige Bestände allerdings deutlich auf nur noch 5,2 ha zurückgegangen. Teilweise handelt es sich bei den ‚Verlust‘-Flächen um Sukzessionsflächen mit Initialpflanzungen, die 2017/18 als ‚Aufforstung‘ zu den Gehölzen gestellt werden, wobei die Staudengesellschaften aber zum Teil noch im Unterwuchs der Gehölze verbreitet sind.

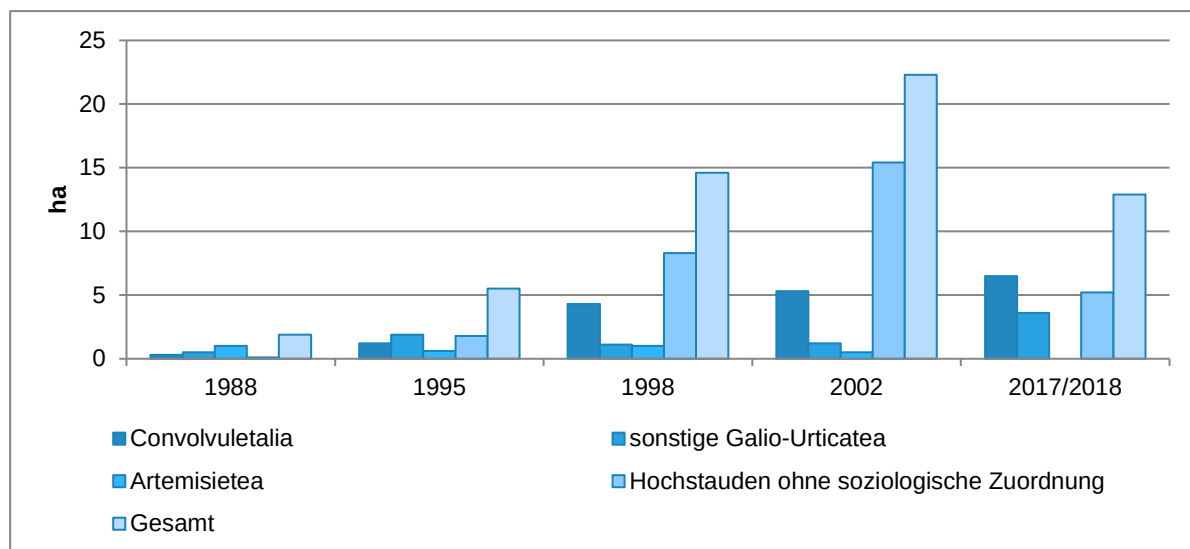


Abbildung 11: Quantitative Veränderungen der Staudengesellschaften

Der Anteil der nitrophytischen Staudengesellschaften feuchter und nasser Standorte (*Convolvuletalia*) war über den gesamten Untersuchungszeitraum kontinuierlich von 0,3 ha (1988) auf 5,2 ha (2002) angestiegen und hat sich in 2017/18 auf 6,5 ha erhöht. Die entsprechenden Gesellschaften sind vor allem in die Schilfflächen eingedrungen und haben Flutrasen- und Grünlandgesellschaften verdrängt.

Insgesamt hat die von den nitrophytischen Staudengesellschaften eingenommene Fläche bis 2017/18 dementsprechend wieder auf 12,9 ha abgenommen.

4.2.2.6 Wälder

Da das Untersuchungsgebiet nach 1988 um 4,85 ha Waldfläche erweitert wurde, ist ein direkter Vergleich der Flächenanteile erst ab 1995 möglich. Dabei liegen nur rund 20 % der Waldflächen im eigentlichen Auenbereich der Berkel. Hierbei handelt es sich fast ausschließlich um Bruch- und Auenwälder sowie um Pappel- und Erlenbestände unterschiedlichster Feuchtestufen. Feuchtwälder finden sich ansonsten noch in den Nebentälchen. Der weitaus größte Teil der Wälder stockt oberhalb der Auenkante. Diese werden im Folgenden nicht weiter betrachtet.

Der Anteil an Feuchtwald in der Berkelaue war bereits in den ersten Untersuchungsjahren von 5,6 ha (1995) auf 6,7 ha (1998 und 2002) angestiegen und liegt in 2017/18 bei 8 ha. Einen Zugewinn verzeichneten in erster Linie die Erlenbestände, die zwar durch Feuchte- und Nässezeiger gekennzeichnet sind, sich einer soziologischen Zuordnung zu Bruch- oder Auwaldgesellschaften aufgrund der fehlenden Kennarten jedoch (noch) entziehen.

Bemerkenswert ist die Entwicklung eines Grauerlen-Bestands (*Alnus incana*) mit Schwarz-Erlen (*Alnus glutinosa*) auf einem Feuchtwaldstandort im Westen der wiedervernässten Aue. Die Grau-Erlen sind deutlich (lokal auch vollkommen) zurückgegangen und der Bestand wurde in 2017/18 je nach Artenzusammensetzung als Winkelseggen-Erlen-Eschenwald, *Alnion*-Fragmentgesellschaft oder Erlen-Bestand auf Feuchtwaldstandort eingestuft.

Auffällig in den Bruch- und Auenwäldern ist allerdings der Rückgang von Charakterarten gegenüber 2002 und damit verbunden auch ein erhöhter Anteil an Fragment-Beständen (= Basalgesellschaften).

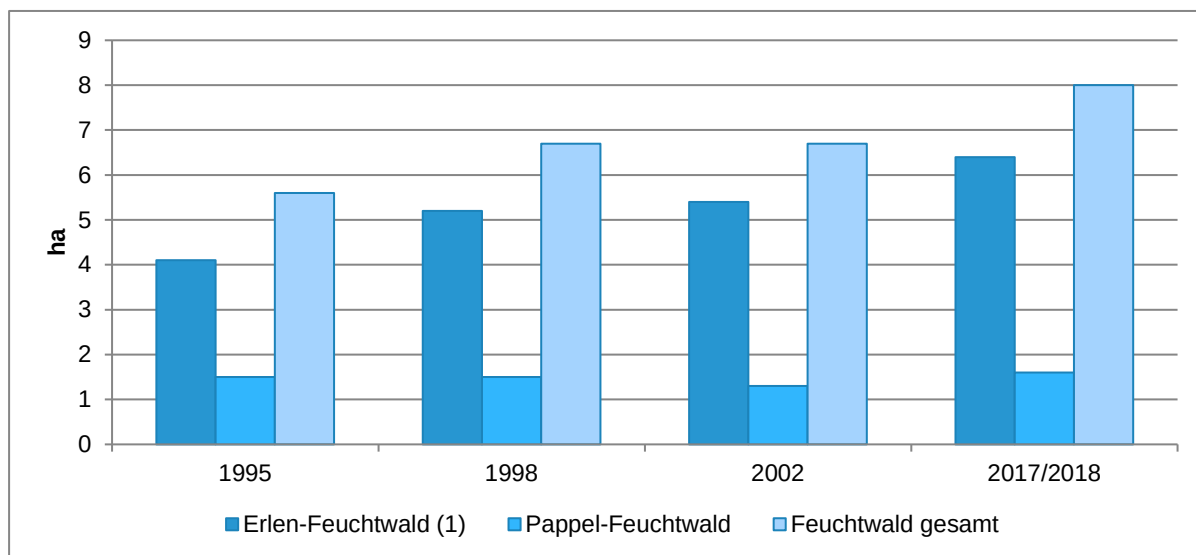


Abbildung 12: Quantitative Veränderungen der Feuchtwälder. (1): Erlen-Feuchtwald umfasst: Winkelseggen-Erlen-Eschenwälder, Walzenseggen-Erlenbruchwälder, Bruch- und Auwald-Fragment-(Basal-)gesellschaften und Schwarzerlen-Bestände auf Feuchtwaldstandort

Der Flächenanteil der Pappel-Bestände ist bereits seit 2002 leicht rückläufig. Einerseits kam es durch die freie Entfaltung der Berkel im Uferbereich zum Verlust von Pappeln, andererseits waren ältere Pappeln abgängig. Trotzdem nahmen die Bestände mit Feuchte- und Nässezeigern (Feuchtwald-Arten i. w. S.) von 2002 bis 2017/18 geringfügig zu.

4.2.2.7 Aufforstungen (Initialpflanzungen zur Auwaldentwicklung)

Als „Starthilfe“ zur Entwicklung von Auenwäldern wurden 1994 und 1999 truppweise Schwarz-Erlen (*Alnus glutinosa*), Eschen (*Fraxinus excelsior*), Stieleichen (*Quercus robur*) und Hainbuchen (*Carpinus betulus*) mit einem Pflanzabstand der Einzelstämme von etwa 4 bis 9 m auf Sukzessionsflächen in der Aue gepflanzt.

Bis 2002 überwog auf den entsprechenden Flächen der Charakter der Brachestadien. In 2017/18 sind die Bäume so weit herangewachsen, dass sie mit einem Flächenanteil von 16,4 ha als eigenständige Vegetationseinheit erfasst werden. Auffällig ist, dass viele der gepflanzten Eschen abgängig sind (vermutl. Eschentriebsterben durch den Pilz *Hymenoscyphus pseudoalbidus*).

Die meisten Bestände sind (noch) sehr licht und ihr Unterwuchs ist heterogen und vielfältig. Typische Waldarten konnten allerdings auch in den älteren Beständen in 2017/18 nicht nachgewiesen werden. Meist dominiert die Große Brennnessel (*Urtica dioica*). Bedingt durch die ehemalige Nutzung treten häufiger Grünlandarten, insbesondere Wiesen-Fuchsschwanz (*Allopecurus pratensis*) und Gemeines Rispengras (*Poa trivialis*) in wechselnden Anteilen hinzu, sodass stellenweise noch der Charakter der Grünlandbrache vorherrscht (s.o.).

Das Spektrum der Krautvegetation unter den Aufforstungen wird durch nitrophytische Staudengesellschaften (*Galio-Urticetea*) ergänzt. Neben der Großen Brennnessel finden sich auf frischen Standorten überwiegend *Lamio-Chenopodietalia*-Arten wie Gundermann (*Glechoma hederacea*), Knoblauchsrauke (*Alliaria petiolata*) und Giersch (*Aegopodium podagraria*), auf feuchteren Standorten auch *Convolvuletalia*-Arten wie z. B. die Echte Zaunwinde (*Calystegia sepium*), darüber hinaus aber auch Feuchte- und Nässezeiger wie Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*), Wald-Engelwurz (*Angelica sylvestris*) und Gemeiner Beinwell (*Symphytum officinale*).

4.2.2.8 Sonstige Gehölzgesellschaften

Grauweidengebüsche (*Frangulo-Salicetum cinereae*) haben sich seit 1995 auf den Sukzessionsflächen ausgebreitet, zunächst als Einzelsträucher, die mit der Zeit zu Gebüschkomplexen zusammenwuchsen. Von 1995 bis 2002 war ihr Flächenanteil von 0,2 ha auf 0,7 ha angestiegen. Diese Entwicklung hat sich weiter fortgesetzt, sodass sich die Grauweidengebüsche in 2017/18 auf 1,3 ha meist auf Kosten von Röhricht ausgedehnt haben. Im Westen der Aue bilden sie auf den wiedervernässten Flächen in enger Verzahnung mit dem dortigen Schilfröhricht teils auch größere Bestände. Ansonsten wachsen sie lokal an der Auenkante sowie am Berkelufer oder im Bereich von Gräben.

Weichholzauen-Gebüsch (*Salicion albae*-Fragmentgesellschaft), meist Silberweiden (*Salix alba*) und Bruchweide (*Salix fragilis*) aber auch Korbweiden (*Salix viminalis*), Mandelweiden (*Salix triandra*) und deren Bastarde konnte sich bisher nur kleinflächig entwickeln, überwiegend an der Berkel als Uferweidengebüsch (s. u.). Bestände in der Aue sind eher selten. Auch wenn ihr Flächenanteil von 2002 (0,2 ha) nach 2017/18 (0,3 ha) leicht gestiegen ist, spielen sie derzeit (noch) eine untergeordnete Rolle.

Bei den **Ufergehölzen** handelt es sich meist um Erlen-Weiden-Ufergehölze. Neben Schwarz-Erlen (*Alnus glutinosa*) sind vor allem Korbweiden (*Salix viminalis*), Silberweiden (*Salix alba*) und Bruch-Weiden (*Salix fragilis*), seltener auch Grau-Weiden (*Salix cinerea*) aufgekommen. Sonstige Ufergehölze sind von untergeordneter Bedeutung, lediglich die Esche tritt noch häufiger auf.

Zu Beginn der Untersuchungen war das Berkelufer bis auf Einzelbäume oder Pappelreihen

frei von Gehölzen. Verbunden mit der Ausweisung eines durchgängig ungenutzten Uferstreifens konnten zunächst hauptsächlich Schwarz-Erlen (*Alnus glutinosa*) spontan aufkommen. Im Vergleich zu 2002 (0,8 ha) hat sich der Flächenanteil der Ufergehölze in 2017/18 mehr als verdoppelt (1,7 ha, ohne Einzelbäume).

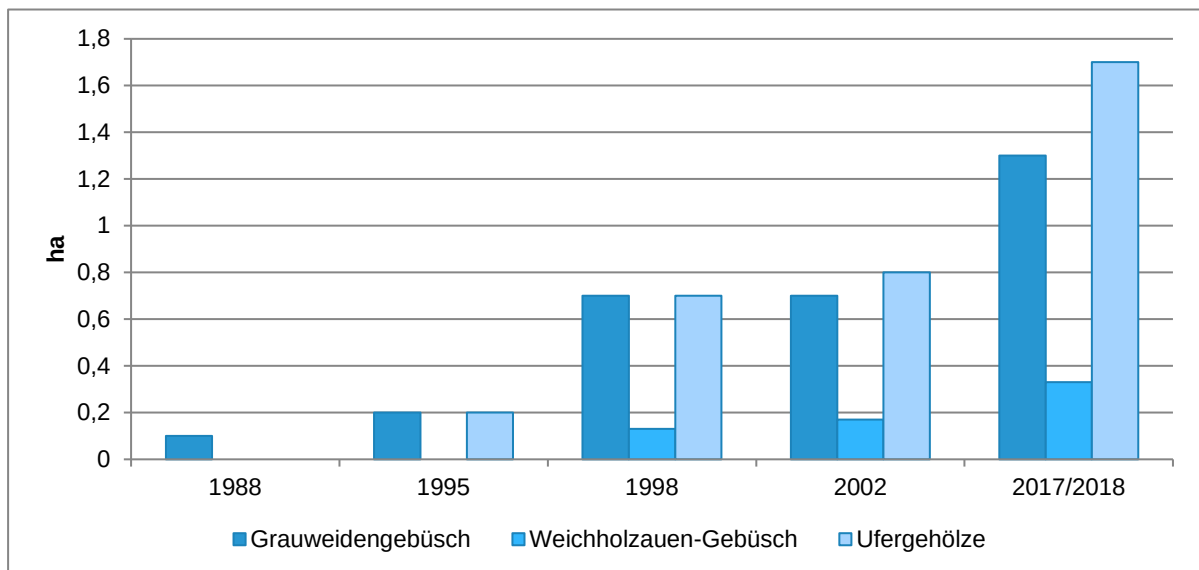


Abbildung 13: Quantitative Veränderungen sonstige Auen-Gehölze

4.2.2.9 Sonstige Ufervegetation

Die Berkel wird von einem heterogenen Uferstreifen wechselnder Breite (oft nicht maßstabsgetreu darstellbar) begleitet. Hier finden sich neben Ufergehölzen Grünland-Brachestadien (ruderales *Arrhenatheretalia*-Fragmentgesellschaften und nitrophytische Staudenfluren, die sich teils in raschem Wechsel ablösen und auch Mischbestände und Übergänge bilden. Die nitrophytischen Hochstaudenfluren umfassen im Wesentlichen Brennnesselbestände, die je nach Feuchte des Standorts Arten der *Convolvuletalia*-Gesellschaften (feuchte und nasse Standorte) oder der *Lamio-Chenopodietalia*-Gesellschaften (frische Standorte) enthalten. Außerdem haben sich im Uferbereich meist nur sehr schmale Röhrichtstreifen, in der Regel Rohrglanzgras-Röhricht (*Phalaridetum arundinaceae*) entwickelt. Im Rahmen der Vegetationserfassung wurden die Gesellschaften der Ufervegetation auf größeren einheitlichen Abschnitten auskartiert, Abschnitte mit häufigem Wechsel der Vegetation jedoch als Vegetationskomplex zusammengefasst.

Die Berkel zeigt im E+E-Abschnitt eine hohe Eigendynamik, wodurch es immer wieder zu Uferabbrüchen und Bildung von kleineren Sandbänken kommt. Durch die relativ hohe Sandfracht und die rasche Umlagerung waren die Ufersandbänke zum Zeitpunkt der Kartierung allerdings weitestgehend vegetationsfrei.

4.2.2.10 Sonstige

Lokal wurden in 2017/18 auch Bestände ausgewiesen, die aufgrund ihrer Artenkombination keine soziologische Zuordnung ermöglichen. Sie wurden unter dem Begriff **Mosaikvegetation** zusammengefasst (Abbildung 15).

Eine solche Mosaikvegetation befindet sich am Sandfang sowohl auf den hier abgelagerten Sandflächen, als auch in deren unmittelbaren Umfeld. Die (Fahr-)Spuren, die beim Entleeren des Sandfangs und beim Abtransport des Materials entstehen, sind im Gelände erkennbar. Die insgesamt artenreiche aber auch lückige Vegetation bietet u. a. Pionierarten aus der Klasse der Zwergbinsen-Gesellschaften (*Isoeto-Nanojuncetea*) wie Sumpfruhrkraut (*Gnaphalium uliginosum*) und Kröten-Binse (*Juncus bufonius*) einen geeigneten Lebensraum. Hier befindet sich auch der Wuchsort des Ysop-Blutweiderich (*Lythrum hyssopifolia*), der aktuell in der Roten Liste NRW (RAABE et al. 2011) für den Naturraum Westfälische Bucht und das Westfälische Tiefland als verschollen eingestuft wird (siehe Kap. 4.2.4).

Im Osten erstreckt sich auf einer Weide eine flache, großflächige Blänke. Diese war zum Zeitpunkt der Kartierung im Juni 2017 weitestgehend abgetrocknet. Neben offenem Boden ist in der ansonsten schütterten Vegetation der Floh-Knöterich (*Polygonum persicaria*) die dominierende Art. Lediglich der Knick-Fuchschwanz (*Alopecurus geniculatus*) und der Krause Ampfer (*Rumex crispus*) sind nennenswert am Aufbau des Bestandes beteiligt.

Bei Bockwinkel liegt am Fuß des K.D. Hühnenburg ein ehemaliger Teich (in 2002 noch als solcher kartiert). Er ist mittlerweile fast vollständig zugewachsen. Hier dominiert das Gegenblättrige Milzkraut (*Chrysosplenium oppositifolium*), begleitet u. a. von der Winkel-Segge (*Carex remota*), dem Großen Hexenkraut (*Circaea lutetiana*) und dem Echten Springkraut (*Impatiens noli-tangere*), sodass der Bestand als **Waldsumpfgesellschaft (*Caricion remotae*)** angesehen werden kann.



Abbildung 14: Abgetrocknete Blänke im Juni 2017 © IVÖR



Abbildung 15: Mosaikvegetation am Sandfang

4.2.3 Flora

Die Florenliste (im Anhang) umfasst alle während der Geländebegehungen 1988, 1993, 1999, 2002 und 2017/18 registrierten höheren Gefäßpflanzen. Lediglich die nicht bodenständigen Gehölze in den Gebüsch am Fahrbahndamm der L 572 an der Westgrenze des Untersuchungsgebietes wurden nicht in die Florenliste aufgenommen.

Die Entwicklung der Gesamt-Artenzahl im Untersuchungsgebiet von 1988 bis 2017/18 ist in Abbildung 16 dargestellt.

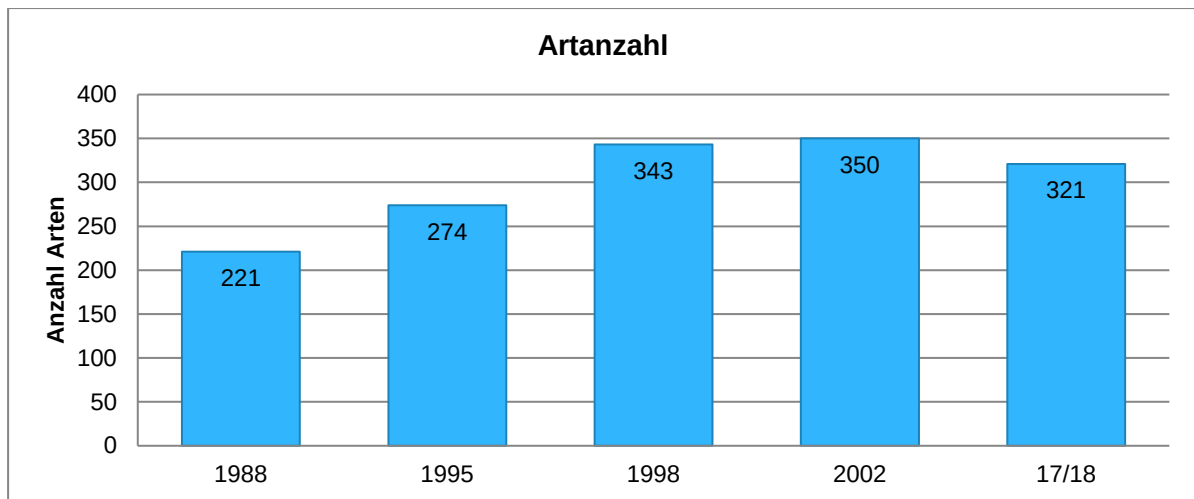


Abbildung 16: Entwicklung der Gesamtartenzahlen

Insgesamt wurden über alle Untersuchungsjahre 434 Arten dokumentiert. Die Zahl der registrierten Farn- und Blütenpflanzenarten ist zunächst von 1988 bis 2002 angestiegen und lag 2002 bei 351 Arten. Hierbei ist allerdings zu bedenken, dass das Untersuchungsgebiet im Jahr 1995 um einige Seitentälchen erweitert worden war.

In 2017/18 wurden 321 Arten erfasst, das sind 74 % der über alle Untersuchungsjahre kartierten Arten. 32 Arten wurden dabei erstmals nachgewiesen. Die floristische Kartierung wurde allerdings durch die extrem trockene Vegetationsperiode und den heißen Sommer in 2018 erschwert.

4.2.4 Gefährdete Pflanzenarten

Die folgenden Angaben basieren auf der aktuellen Roten Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen in Nordrhein-Westfalen (RAABE et al. 2011).

Die Rote-Liste-Arten im Gebiet umfassen insgesamt 44 Farn- und Blütenpflanzen, von denen 30 Arten als gefährdet gelten und 14 auf der Vorwarnliste stehen. 22 Arten wurden in 2017/18 nachgewiesen, davon 15 gefährdete Arten und 7 Arten der Vorwarnliste. Von 1995 bis 2017/18 wurden 4 gefährdete Arten (*Carex paniculata*, *Epilobium palustre*, *Oenanthe fistulosa*, *Ulmus laevis*) und 4 Arten der Vorwarnliste (*Caltha palustris*, *Cynosurus cristatus*, *Lychnis flos-cuculi*, *Ranunculus flammula*) kontinuierlich aufgefunden. 3 gefährdete Arten und 2 Arten der Vorwarnliste wurden erstmals in 2017/18 nachgewiesen (Tabelle 9). Bemerkenswert ist der Neufund des Ysop-Blutweiderich (*Lythrum hyssopifolia*) (Abbildung 17). Er ist eine in Deutschland zerstreut und relativ selten vorkommende Pflanze, die oft nur unbeständig auftritt. Die meisten seiner Standorte befinden sich entlang der größeren Flusstäler (HAEUPLER & MUER 2000, BfN 2013). In Nordrhein-Westfalen galt *Lythrum hyssopifolia* in den vergangenen Jahrzehnten als verschollen (WOLF-STRAUB et al. 1986, 1999).

Tabelle 9: Neufunde bemerkenswerter Arten

Wissenschaftlicher Name	Art	Gefährdung WB,WT/NRW
	Deutscher Name	
<i>Carex echinata</i>	Igel-Segge	2/3
<i>Lythrum hyssopifolia</i>	Ysop-Blutweiderich	0/2
<i>Veronica scutellata</i>	Sumpf-Helmkraut	3/3
<i>Carex demissa</i>	Aufsteigende Gelb-Segge	V
<i>Potentilla erecta</i>	Aufrechtes Fingerkraut	V

Aktuell wird er in der Roten Liste für den Naturraum Westfälische Bucht und das Westfälische Tiefland weiterhin als verschollen und für NRW sowie in der Roten Liste der gefährdeten Pflanzen Deutschlands als „stark gefährdet“ (Kategorie 2) eingestuft (RAABE et al. 2011, LUDWIG & SCHNITTLER 1996). Für Nordrhein-Westfalen sind in der Verbreitungskarte von *Lythrum hyssopifolia* im Atlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands (BFN 2013) lediglich zwei Fundpunkte aus jüngerer Zeit angegeben (MTB 4207: Raesfeld und für das MTB 5109: Lohmar). Als Kennart der Zwergbinsen-Gesellschaften besiedelt *Lythrum hyssopifolia* offene, regelmäßig gestörte, wechsellasse Böden. Bevorzugte Wuchsplätze sind u.a. Fahrspuren und Viehtrittstellen. Der Fundort des Ysop-Blutweiderich im Projektgebiet befindet sich in unmittelbarer Nähe zum naturnah gestalteten Sandfang. Die Fahrspuren die beim Abtransport des Materials entstehen, sind im Gelände erkennbar. Hier wurden im Juli 2017 schätzungsweise 30 Exemplare dieser Art vorgefunden. Der Fundort konnte im Sommer 2018 durch den Nachweis von schätzungsweise 40 bis 50 Exemplaren bestätigt werden. Durch die Räumung des Sandfangs und die damit verbundene Bodenverdichtung (Staunässe) und Vernichtung höherwüchsiger Vegetation in Verbindung mit regelmäßigen Überschwemmungen der Aue sind die maßgeblichen Standortfaktoren für die Keimung, nämlich nasse Verhältnisse und Licht, gewährleistet (BROCKMANN-SCHERWAß & SCHERWAß 2019).



Abbildung 17: Ysop-Blutweiderich (*Lythrum hyssopifolia*), © IVÖR

Insgesamt ist sowohl die Zahl der gefährdeten Arten, als auch die der Vorwarnliste in den Untersuchungsjahren bis 2002 zunächst angestiegen, in 2017/18 jedoch rückläufig (Abbildung 18). Von den in 1995 bis 2002 regelmäßig angetroffenen gefährdeten Arten konnten 4 Arten (*Campanula rotundifolia*, *Peplis portula*, *Senecio aquaticus*, *Viola palustris*) sowie 3 Arten der Vorwarnliste (*Agrostis canina*, *Achillea ptarmica*, *Lotus corniculatus*) nicht mehr bestätigt werden.

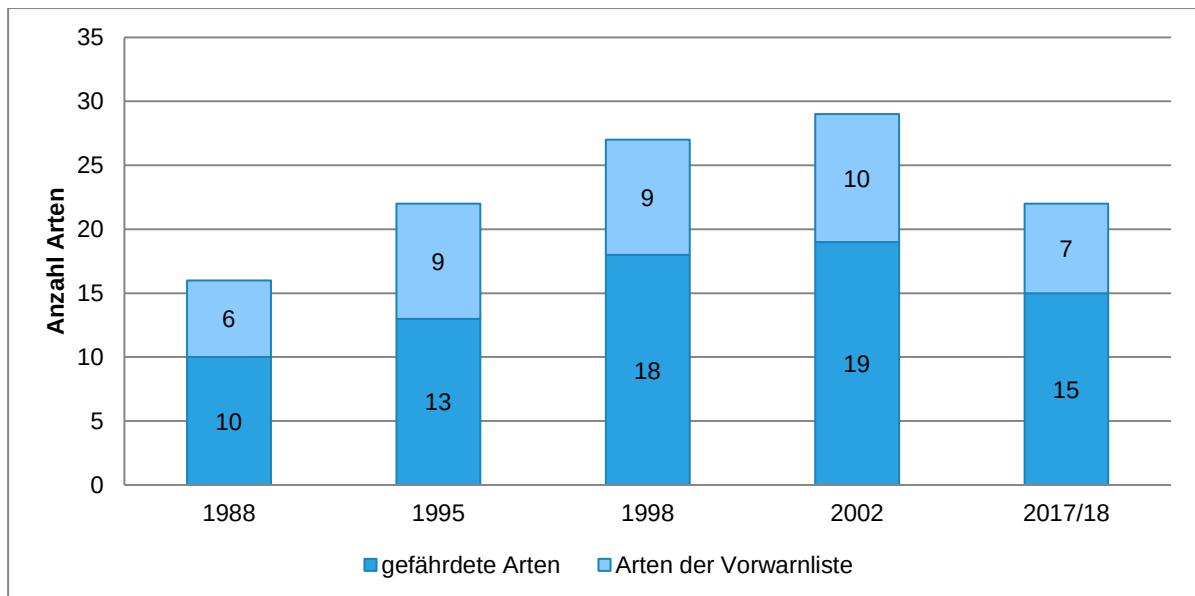


Abbildung 18: Gefährdete Arten und Arten der Vorwarnliste des Untersuchungsgebietes

Bei der Interpretation der Daten tritt erschwerend hinzu, dass sich über den langen Betrachtungs-Zeitraum die Einstufung der Arten nach ihrem Gefährdungsgrad (einschließlich Vorwarnliste) mehrfach geändert hat (WOLF-STRAUB et al. 1986, WOLF-STRAUB et al. 1999, RAABE et al. 2011), sodass nicht alle Fundpunkte dokumentiert sind. Der allgemeine Anstieg der gefährdeten und bemerkenswerten Arten bis 2002 ist auf die Erhöhung der Struktur- und Standortvielfalt insbesondere durch Wiedervernässung sowie durch Extensivierung und Nutzungsaufgabe in der Aue zurückzuführen.

Die Sukzession ist in den letzten 15 Jahren allerdings deutlich fortgeschritten. Eine damit verbundene Verdrängung der typischen Grünlandarten spielt sicherlich eine Rolle beim Verlust gefährdeter Arten. So wurde das Wasser-Greiskraut (*Senecio aquaticus*) bis 2002 noch lokal vorgefunden. Größere Bestände wie beispielsweise auf den ehemaligen Grünlandflächen ‚Master Esch‘ im Osten des Plangebietes sind zwischenzeitlich verschwunden.

Mit der Wiedervernässung der Aue konnten sich andererseits Arten wie Igel-Segge (*Carex echinata*), Aufsteigende Gelb-Segge (*Carex demissa*) und Schild-Ehrenpreis (*Veronica scutellata*) ansiedeln.

In den Feuchtwäldern wurde erstmals seit 1988 wieder an mehreren Stellen die Langährige Segge (*Carex elongata*) erfasst. Typische Arten wie das Sumpf-Veilchen (*Viola palustris*) und Hunds-Straußgras (*Agrostis canina*) konnten allerdings trotz gezielter Suche an den ehemaligen Standorten in 2017/18 nicht mehr nachgewiesen werden. Gleiches gilt für die Borsten-Moorbinse (*Isolepis setacea*) und den Sumpfquendel (*Peplis portula*). Der Sumpfquendel wurde beispielsweise 1998 noch an 5 Standorten erfasst, in 2002 zuletzt nur noch auf einem Lagerplatz am Hof Theßeling.

4.2.5 Interpretation der Vegetationsveränderungen im Hinblick auf die Ziele des E+E-Vorhabens

Im Folgenden wird die Entwicklung der Berkelaue anhand der Ergebnisse der Vegetationskartierungen im Hinblick auf die durchgeführten Maßnahmen und die Entwicklungsziele betrachtet.

Eigendynamische Entwicklung der Berkel

Eine Wiederholung der Gewässerstrukturkartierung war im Rahmen der Erfolgskontrolle nicht vorgesehen, entsprechend sind auch keine detaillierten Aussagen zur eigendynamischen Entwicklung möglich. Allerdings konnte im Rahmen der Kartierungen 2017/18 bestätigt werden, dass die bei der Gewässerstrukturkartierung im Jahre 2003 festgestellte starke Krümmungserosion wie erwartet (siehe BROCKMANN-SCHERWAß 2007) noch recht intensiv stattfindet. An vielen Stellen im Berkel-Verlauf finden sich Uferabbrüche und haben sich Steilwände und Sandbänke gebildet. Damit verbunden stürzen auch weiterhin noch verbliebene Uferbäume (i. d. R. Pappeln) in die Berkel und durch die Um- bzw. Unterspülung der Sturzbäume kommt es zur lokalen Ausbildung von Laufaufweitungen und Kolken.

Die Entwicklung der Ufervegetation ist eng verbunden mit der eigendynamischen Entwicklung der Berkel. Die Voraussetzungen für die Ausbildung eines naturraumtypischen weitgehend geschlossenen Gehölzstreifens wurden durch die Ausweisung eines ungenutzten Uferstreifens in den weiterhin landwirtschaftlich genutzten Auenbereichen geschaffen. Allerdings verhindert die ausgeprägte Krümmungserosion mit ihren ständigen Uferabbrüchen und Uferübersandungen an vielen Stellen ein Aufkommen an Gehölzen (s. Abbildung 19). Gleichzeitig können aber die Gehölzsamen auf dem meist dichten Bewuchs der Uferböschung nur im Bereich von Anrissen in der Vegetationsdecke keimen. Im Vergleich zu 2002 hat sich der Flächenanteil der Ufergehölze in 2017/18 zwar mehr als verdoppelt (ohne Einzelbäume von 0,8 ha auf 1,7 ha, siehe Kap. 4.2.2.8), bei einer Streckenlänge der Berkel im E+E-Abschnitt von rund 6,5 km ist das Entwicklungsziel eines durchgängigen Ufergehölzstreifens aber bei weitem noch nicht erreicht. Dabei ist zu bedenken, dass das Abflussverhalten der Berkel durch die Bedingungen außerhalb des E+E-Abschnittes beeinflusst wird und die aus der Oberberkel stoßweise in den E+E-Abschnitt einströmenden (z.T. extremen) Hochwasserwellen auch in Zukunft noch eine hohe erodierende Wirkung auf die Ufer entfalten werden (siehe hierzu BROCKMANN-SCHERWAß et al. 2007).



Abbildung 19: Mäanderbogen der Berkel, © IVÖR

Natürliche Entwicklung der Aue

Im Westen wurden rund 18 ha in der Aue der natürlichen ungelenkten Sukzession überlassen. Insbesondere durch die Aufhebung von Altdrainagen wurden dabei größere Bereiche wiedervernässt. Hier haben sich vor allem Röhrichte ausgebreitet. Insgesamt nehmen sie mit einem Flächenanteil von rund 6 ha etwa ein Drittel der Sukzessionsflächen ein. Dabei hat das Schilfröhricht (*Scirpo-Phragmitetum*) mit 4,4 ha den größten Anteil. Das sind über 95 % des gesamten Schilfbestands in der Aue. Das Schilf bildet oft übermannshohe Bestände, die häufig mit Großer Brennnessel (*Urtica dioica*), teils auch mit Echter Zaunwinde (*Calystegia sepium*) durchsetzt sind.

Bemerkenswert ist der relativ hohe Anteil an spontan aufkommendem Weidengebüsch, da eine natürliche Ansiedlung von Gehölzen in der Aue über eingeschwemmte oder eingewehte Samen als eher selten zu bezeichnen ist und die Entwicklung von Auwald über spontane Gehölzansiedelung insgesamt betrachtet nur sehr zögerlich abläuft. Rund 65 % (= 1,1 ha) der insgesamt in der Aue auskartierten Weidengebüsche haben sich auf den

Sukzessionsflächen ausgebreitet. Hierbei handelt es sich hauptsächlich um Grau-Weiden (*Salix cinerea*).

Weiterhin hat sich gezeigt, dass die Sukzessionsflächen für die Entwicklung nitrophytischer Staudenfluren feuchter und nasser Standorte (*Convolvuletalia*) von Bedeutung sind. Während die Staudenfluren ansonsten in der Aue eher kleinflächig vorkommen, bilden sie hier auch größere Bestände. Mit einem Flächenanteil von 2,6 ha haben sich rund 40 % der feuchten Hochstaudenfluren auf den nicht mehr bewirtschafteten Flächen ausgebreitet.

Im mittleren Abschnitt der Berkelaue ist die Entwicklung von Auenwäldern durch eine 'Starthilfe' mittels truppweisen Einbringens von Gehölzen der potenziellen natürlichen Vegetation in Gang gesetzt worden. Dabei erfolgte die Bepflanzung nicht flächendeckend, vielmehr blieben unterschiedlich große Bereiche gehölzfrei. Ausgedehnte Flutrasengesellschaften oder Röhrichte wurden bei der Bepflanzung ausgespart. Zudem war der erste Sommer nach der Pflanzzeit der Auengehölze von extremer Trockenheit geprägt. Viele Bäume verkümmerten oder wurden durch die alljährlichen Hochwässer und z. T. auch durch Wildverbiss so stark geschädigt, dass sie nicht überlebten (BROCKMANN-SCHERWAß et al. 2007).

In den offenen Bereichen mit ungenekteter Sukzession hat sich teils großflächig Rohrglanzgras-Röhricht (*Phalaridetum arundinaceae*), lokal durchsetzt mit Flutrasen-Arten wie Gänsefingerkraut (*Potentilla anserina*), Wasserpfeffer-Knöterich (*Polygonum hydropiper*) und Weißem Straußgras (*Agrostis stolonifera*) ausgebreitet. Mit einem Flächenanteil von 2,5 ha handelt es sich hierbei immerhin um 47% des Gesamtbestands des Rohrglanzgras-Röhrichts in der Aue. Ähnlich wie auf den Sukzessionsflächen im Westen haben sich hier außerdem nitrophytische Staudenfluren feuchter und nasser Standorte (*Convolvuletalia*) etabliert. Ihr Anteil liegt hier bei 1,4 ha. Zusammengenommen mit den 2,6 ha auf den offenen Sukzessionsflächen (s. o.) umfassen sie über 90 % aller feuchten Hochstauden in der Aue. Weiterhin konnten sich an autotypischer Vegetation Wasserschwaden-Röhricht (*Glycerietum maximae*) und kleinflächig Uferseggen-Ried (*Caricetum ripariae*) und erstmalig in 2017/18 Steifseggen-Ried (*Caricetum elatae*) ansiedeln.

Als Folge der Wiedervernässung ist in den Pappel- und/oder Erlenbeständen in der Aue eine Umwandlung der Krautvegetation in Richtung Feuchtwälder weiter fortgeschritten, wenn auch eine soziologische Zuordnung zu Bruch- oder Auwaldgesellschaften aufgrund der fehlenden Kennarten meistens (noch) nicht erfolgen kann. Auffällig ist im Vergleich zur Situation in 2002 der Rückgang von Charakterarten in den Bruch- und Auenwäldern und damit verbunden auch ein erhöhter Anteil an Bruchwald-Fragment-Beständen (= Basalgesellschaften) in 2017/18.

Erhaltung und Entwicklung von autotypischem Extensivgrünland

Für den östlichen Teil der Aue stand der Erhalt und die Entwicklung von autotypischem Extensivgrünland im Vordergrund. Entsprechend wurden für die Flächen in öffentlichem Besitz (Kreis Borken) Pachtverträge mit Auflagen zur Extensivbewirtschaftung abgeschlossen oder entsprechende Regelungen über den Vertragsnaturschutz getroffen. Hierbei handelt es sich fast ausschließlich um Weideflächen. Diese haben sich gegenüber 2002 nicht wesentlich verändert. Größtenteils handelt es sich um Weidelgras-Weißklee-Weiden (*Lolio-Cynosuretum typicum* und *Lolio-Cynosuretum lotetosum*), von denen rund 22 % als Feuchtweide ausgeprägt sind. Lokal haben sich auch Flutrasen (*Ranunculo-Alopecuretum geniculati*) auf den Weideflächen ausgebreitet (ca. 3 ha).

Im Westen bestand die Möglichkeit, autotypische (Feucht-)Wiesenvegetation auf einer rund 5 ha großen Grünlandfläche durch extensive Mahd verbunden mit der Verfüllung von

Binnenentwässerungsgräben zu fördern. Hier konnte sich ein artenreicher Vegetationskomplex einstellen. In 2017/18 hat sich großflächig Typischer Knickfuchsschwanz-Rasen (*Ranunculo-Alopecuretum typicum*) entwickelt. Dabei besitzt der artenreiche Flutrasen Wiesencharakter. Weiterhin bestimmen Knickfuchsschwanz-Rasen in der Subassoziation des Flutenden Schwadens (*Ranunculo-Alopecuretum glycerietosum*) und Rohrglanzgras-Röhricht (*Phalaridetum arundinaceae*) lokal das Erscheinungsbild. Kleinflächig hat sich außerdem randlich ein Uferseggenried (*Caricetum ripariae*) ausgebildet. Trockenere Standorte werden hauptsächlich von Tiefland-Glatthaferwiesen (*Dauco-Arrhenatheretum elatioris*) eingenommen. Diese Gesellschaft ist ansonsten in der Aue nur noch auf einer Sukzessionsfläche in nennenswertem Umfang anzutreffen. Mit 7 Arten, die in der Rote Liste NRW (RAABE et al. 2011) aufgeführt sind (siehe Kap. 4.2.4) ist der Anteil an seltenen bzw. gefährdeten Arten in den Wiesenflächen relativ hoch.

Tabelle 10: Seltene bzw. gefährdete Arten in den Wiesenflächen.

WB, WT: Rote Liste Kategorie für die Westfälische Bucht und das Westfälische Tiefland

NRW: Rote Liste Kategorie für Nordrhein-Westfalen.

Wissenschaftlicher Name	Art	Gefährdung WB,WT/NRW
	Deutscher Name	
<i>Carex nigra</i>	Braune Segge	V
<i>Carex riparia</i>	Ufer-Segge	3/3
<i>Eleocharis palustris</i>	Gemeine Sumpfsimse	G/3
<i>Epilobium palustre</i>	Sumpf-Weidenröschen	3/3
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	Kuckucks-Lichtnelke	V
<i>Valeriana dioica</i>	Sumpf-Baldrian	3/*

Zusammenfassende Betrachtung

Die Ergebnisse der Vegetationskartierungen liefern ein anschauliches Bild der Entwicklung der Vegetation unter dem Einfluss der durchgeführten Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen. Nach Aufgabe der Nutzung und nach der Durchführung von Maßnahmen zur Wiedervernässung der Aue hat sich im westlichen und im mittleren Drittel des Plangebietes ein vielfältiges, häufig kleinräumig wechselndes Mosaik aus unterschiedlichen Pflanzengesellschaften ausgebildet. Die Umwandlung der ehemaligen Gesellschaften des Wirtschaftsgrünlandes in Folgegesellschaften ist gegenüber 2002 weiter fortgeschritten.

Durch die Wiedervernässungsmaßnahmen haben sich feuchteabhängige Pflanzengesellschaften wie Röhrichte, Flutrasen und entsprechende nitrophytische Hochstaudenfluren in der Aue ausbreiten können. Eine Entwicklung zu Auwaldgesellschaften ist in den Bereichen, die der un gelenkten Sukzession überlassen wurden, allerdings nur in Ansätzen durch verstärkt aufkommende Weidengebüsche erkennbar. Auch die aus Initialpflanzungen hervorgegangenen Bestände werden noch einen längeren Zeitraum benötigen, um einen Auwaldcharakter mit entsprechender Artenzusammensetzung zu erlangen.

Insgesamt betrachtet ließ sich bis 2002 eine kontinuierliche Zunahme der Gesellschaften feuchter und nasser Standorte beobachten. In 2017/18 ist ihr Anteil allerdings von rund 39 ha in 2002 auf 34 ha zurückgegangen. Gleichzeitig ist der Anteil der Feuchtwälder bedingt durch die Wiedervernässungsmaßnahmen leicht angestiegen.

Am auffälligsten ist die Ausbreitung der Röhrichte. Ihr Flächenanteil hat sich gegenüber 2002 fast verdoppelt (von 5,6 auf 10,8 ha). Während das Schilf-Röhricht (*Scirpo-Phragmitetum*) fast ausschließlich auf den Sukzessionsflächen im Westen der Aue und hier schwerpunktmäßig in den vernässten Bereichen zu finden ist, hat sich das Rohrglanzgras-Röhricht (*Phalaridetum arundinaceae*) teils auch in extensiv genutzten Grünlandflächen ausgedehnt.

Die Staudenfluren feuchter und nasser Standorte (*Convolvuletalia*) profitieren ebenfalls von der Nutzungsaufgabe und Wiedervernässung. Dabei sind die Staudenfluren teilweise aus Brennesselbeständen hervorgegangen, haben aber auch Flutrasen- und Grünlandgesellschaften verdrängt und sind in Schilfröhrichte eingedrungen.

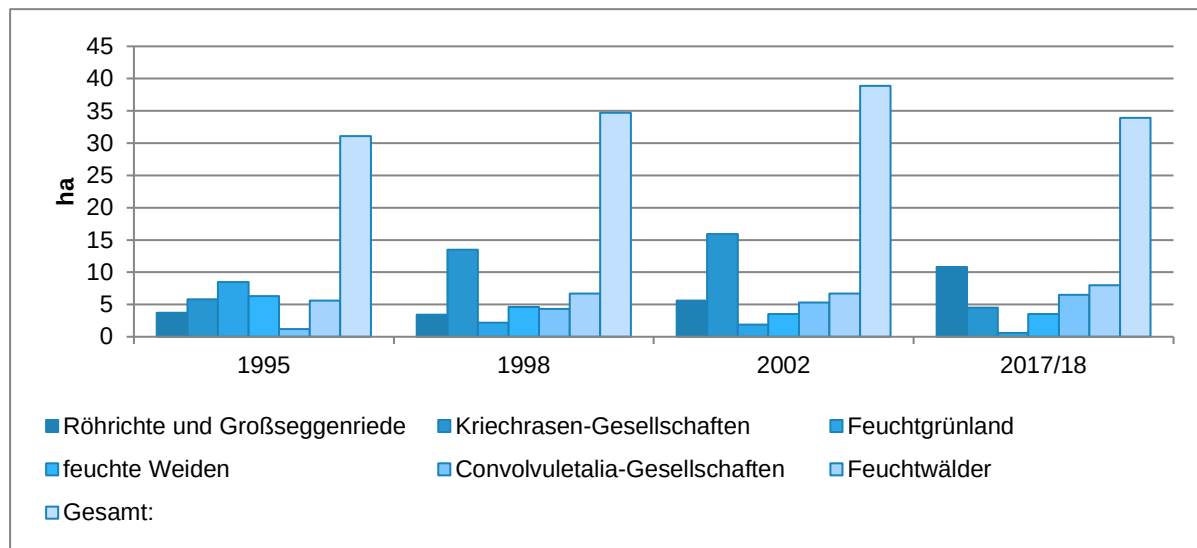


Abbildung 20: Flächenanteile (in ha) der Gesellschaften feuchter und nasser Standorte

Einen Verlust verzeichnen die Kriechrasengesellschaften. Dieser ist auf den deutlichen Rückgang der Kriech-Hahnenfuß-Wiesenfuchsschwanz-Gesellschaft (*Ranunculus repens-Alopecurus pratensis*-Gesellschaft) zurückzuführen. Sie wurde mittlerweile insbesondere durch nitrophytische Staudenfluren und Röhrichtbestände (s. o.) aus der Aue verdrängt. Außerdem wurden rund 4,6 ha in 2017/18 als ‚Aufforstung‘ ausgewiesen.

Bedingt durch die fortschreitende Sukzession ist auch der Anteil des Feuchtgrünlands (*Molinietalia*) leicht rückläufig. Hierbei handelt es sich in erster Linie um Feuchtwiesen-Fragmentgesellschaften auf nicht mehr bewirtschafteten Flächen. Die noch verbliebenen rund 0,6 ha werden voraussichtlich ebenfalls in absehbarer Zeit durch Folgegesellschaften abgelöst. Auf den extensiv bewirtschafteten Feuchtwiesen haben sich hingegen großflächig teils artenreiche Knickfuchsschwanz-Rasen (*Ranunculo-Alopecuretum geniculati*) ausgebreitet (s. o.).

Die Ufergehölze haben sich gegenüber 2002 zwar deutlich ausgedehnt, von einem naturraumtypischen, weitgehend geschlossenen Gehölzstreifen sind sie allerdings noch weit entfernt. Einerseits wird ihre Entwicklung durch die ausgeprägte Krümmungserosion der Berkel verbunden mit ständigen Uferabbrüchen und -übersandungen behindert und andererseits wird durch den meist dichten Bewuchs der Uferböschung die Keimung der Gehölzsamen erschwert.

4.3 Avifauna

BEARBEITUNG: RALF KRECHEL – IVÖR

4.3.1 Methodik und Kurzcharakterisierung der Probeflächen

4.3.1.1 Allgemeines

Als Grundlage für den Biotopmanagementplan (LÖLF 1993) fand bereits 1989 eine erste zoologische Grundlagenerfassung der Berkelaue zwischen Stadtlohn und Vreden statt (LÖLF 1989). Um die Auswirkungen und den Erfolg der geplanten Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen dokumentieren zu können, wurde ab 1992 in einem langfristig angelegten Monitoring die Bestandsentwicklung ausgewählter Tiergruppen, darunter auch die Vögel, verfolgt.

In 1992 wurden die Vögel erstmals im Rahmen von Siedlungsdichteuntersuchungen auf zwei ausgewählten Probeflächen erfasst; zusätzlich erfolgte eine Bestandsaufnahme gefährdeter Arten im gesamten E+E-Abschnitt zwischen Stadtlohn und Vreden (LÖLF 1992). Diese Untersuchungen wurden dann in den Jahren 1995, 1998, 2000 und 2002 wiederholt (IVÖR 1996, 1999, 2000, 2003).

In den Jahren 2017 und 2018 wurde das Erfassungsprogramm für die Avifauna wiederholt. Untersucht wurden wiederum die Probeflächen 1 und 2, allerdings auf einer jeweils etwas kleiner gefassten Fläche. Zusätzlich wurde im Osten des E+E-Abschnitts eine Grünlandfläche (Probefläche 3) in das Erfassungsprogramm aufgenommen. In den restlichen Flussabschnitten zwischen Stadtlohn und Vreden erfolgte eine stichprobenhafte Bestandsaufnahme bestandsgefährdeter bzw. bemerkenswerter Arten.

4.3.1.2 Lage und Kurzcharakterisierung der Probeflächen im E+E-Abschnitt

Die **Probefläche 1** befindet sich am westlichen Rand des E+E-Abschnitts bei Vreden und besitzt eine Größe von ca. 31 ha (1992-2002). Für die Wiederholungsuntersuchungen in 2017 und 2018 wurde sie an ihrem östlichen und südwestlichen Rand verkleinert (abzüglich Teilfläche im Osten und außerhalb der Aue gelegener Acker im Südwesten), so dass die Flächengröße in diesen Jahren nur rd. 19,3 ha betrug. Die Lage der Probefläche ist in der Abbildung 21 dargestellt.

Die zentralen Bereiche der Probefläche bestanden zu Beginn der Untersuchungen in 1989 noch überwiegend aus intensiv genutztem Grünland, in der Regel mit Weide-, auf einzelnen Flächen auch Wiesenutzung, wobei die Parzellen meist bis unmittelbar an das Berkelufer reichten. Bis auf einzelne Schwarz-Erlen wurde der Fluss nicht von einem Gehölzsaum begleitet. In Teilbereichen existierten bereits einige Brachflächen in Form von Röhrichten unterschiedlicher Ausprägung und Hochstaudenfluren. Auf den Terrassenkanten zogen sich schmale, z. T. heckenartige Gehölzsäume entlang.

Bedingt durch unbeeinflusste Sukzession nach Nutzungsextensivierung entwickelten sich im Lauf der Jahre auf großer Fläche Feuchtgrünlandbrachen mit Dominanzen unterschiedlicher Pflanzenarten wie Rohr-Glanzgras, Wasser-Schwaden, Honiggras, Großer Brennnessel und Acker-Kratzdistel. Die bereits bestehenden Röhrichte konnten sich z. T. beträchtlich ausweiten, so dass heute auch größere Flächen von Schilf- und Rohr-Glanzgras-Röhrichten eingenommen werden. Häufig sind sie mit Eutrophierungszeigern durchsetzt. Vor allem in länger staunassen Bereichen haben sich kleinflächig auch Großseggenriede mit Sumpfsegge, Steifer Segge und Ufersegge, vereinzelt auch mit Rispensegge, etabliert. Im Bereich der Berkelufer konnten sich die vormals nur spärlich vorhandenen Ufergehölze ausbreiten. Meist sind

Schwarz-Erlen und verschiedene Weidenarten am Bestandsaufbau beteiligt. In den Sukzessionsflächen der Aue haben sich zudem Grauweiden-Gebüsche ausgebreitet, z. T. bilden sie in den Schilf-Röhrichten größere, miteinander verzahnte Bestände. Die Terrassenkanten der Aue werden auf großer Strecke von Gehölzstreifen aus heimischen Laubhölzern bewachsen. Der einzige waldähnliche Bestand in der Probefläche ist nach wie vor ein gleichaltriger, jüngerer Grau-Erlenbestand von ca. 1,5 ha Größe.

Außerhalb der Aue erstrecken sich am südlichen Rand der Probefläche zwischen der Terrassenkante und der Kreisstraße 24 noch einige Ackerflächen. Dieser Bereich wurde in den Jahren 2017 und 2018 nicht mehr hinsichtlich der Avifauna bearbeitet.

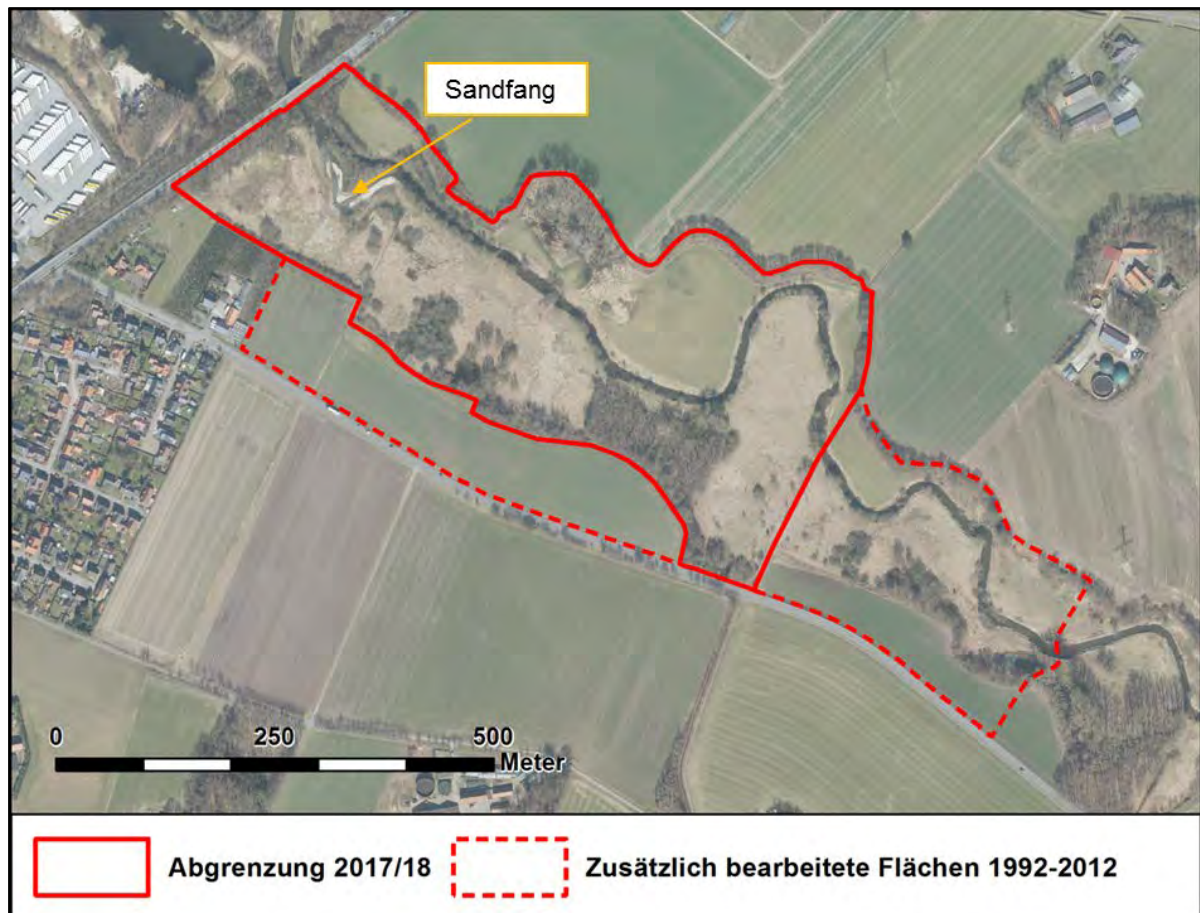


Abbildung 21: Lage und Abgrenzung der Probefläche 1. Quelle: Geobasis NRW: https://www.bezreg-koeln.nrw.de/brk_internet/geobasis/index.html

Die **Probefläche 2** umfasst einen ca. 20 ha großen Talabschnitt von der Berkelbrücke südöstlich der Hoflage „Ostendarp“ bis auf etwa der Höhe „Kesebrink“ (1992-2002). Auch sie wurde für die Wiederholungsuntersuchungen 2017/2018 verkleinert (s. u.), so dass sich eine Flächengröße von rd. 13,5 ha ergibt. Die Lage der Probefläche zeigt die Abbildung 22.

Im Gegensatz zu PF 1 sind in dieser Probefläche neben den vor allem im Osten dominierenden Grünlandbereichen auch einige Waldflächen enthalten:

- ein in Teilbereichen stark vernässter Pappelforst mit Brennnesselunterwuchs südlich von Notteberg (etwa 1,5 ha),
- ein Laubhochwald bei Bengfort (vorwiegend Eichen, einzelne Buchen, etwa 1,5 ha).

Zwei weitere Waldflächen, die ursprünglich Bestandteil der Probefläche waren, wurden bei den Kartierungen in 2017/2018 nicht berücksichtigt: ein schmales, von Schwarz-Erlen und Hybridpappeln flankiertes Bachtälchen im Nordwesten bei Notteberg (etwa 0,5 ha) und ein großer, feuchter Eichen-Birken-Wald mit Kiefern, der Teil einer größeren Waldfläche nördlich der Berkel ist (etwa 2,5 ha).

Darüber hinaus wurde der östliche Teilabschnitt der Aue aus der Bearbeitungskulisse herausgenommen.

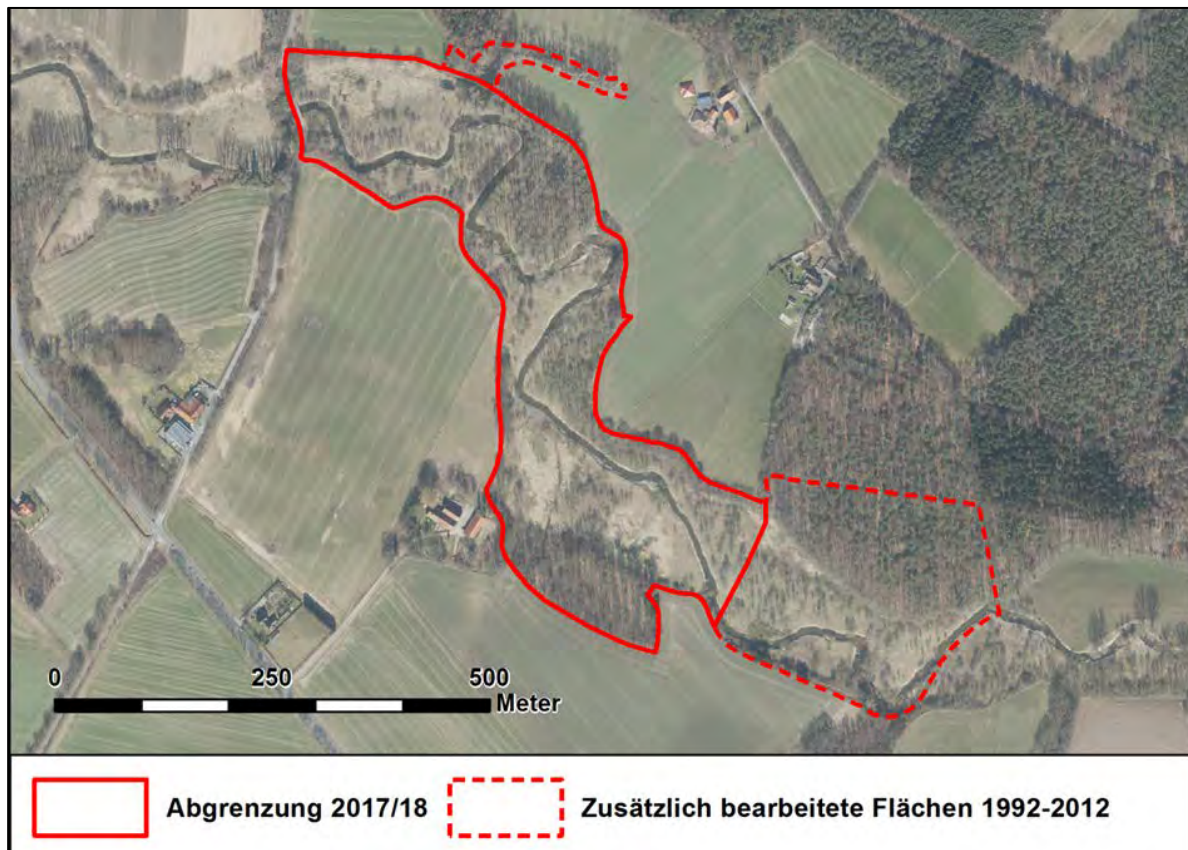


Abbildung 22: Lage und Abgrenzung der Probefläche 2. Quelle: Geobasis NRW: https://www.bezreg-koeln.nrw.de/brk_internet/geobasis/index.html

Die Grünlandflächen der Probefläche 2 wurden noch 1992 überwiegend als Weiden oder Mähweiden genutzt. Wiesen waren deutlich unterrepräsentiert. Die Böschungen der Terrassenkanten waren mit z. T. heckenartigen Gehölzsäumen bestockt. In offeneren Bereichen wuchsen mosaikartig vernetzt Brombeerdickichte, Brennesselfluren, Adlerfarnbestände, Besenginsterbüsche und grasdominierte Bereiche.

Nach der Nutzungsaufgabe haben sich aus den vorherrschenden Weideflächen vielfach Grünlandbrachen mit unterschiedlichem Charakter entwickelt. Vor allem im westlichen Bereich besitzen sie einen deutlich nasserem Charakter wie die z. T. großflächige Entwicklung von Rohr-Glanzgras-Röhrichten und Knick-Fuchsschwanz-Rasen zeigt. Weite Bereiche werden heute auch von nitrophytischen Staudenfluren mit dominierender Brennessel eingenommen. Im mittleren und östlichen Bereich wurden in den entstandenen Grünlandbrachen entsprechend den Vorgaben des Biotopmanagementplans (LÖLF 1993) auf größeren Flächen Gehölze der potenziellen natürlichen Vegetation (Schwarz-Erle, Esche, Stiel-Eiche,

Hainbuche) gepflanzt. Hier haben sich bis heute lückige Vorwald-Bestände entwickelt, deren Unterwuchs heterogen und vielfältig ist. Typische Waldarten fehlen allerdings noch. Meist dominiert die Große Brennnessel (*Urtica dioica*). Häufig treten – bedingt durch die ehemalige Nutzung - Grünlandarten, insbesondere Wiesen-Fuchsschwanz und Gemeines Rispengras in wechselnden Anteilen hinzu. Ergänzt wird das Artenspektrum durch nitrophytische Stauden (z. B. Gundermann, Knoblauchsrauke, Giersch) sowie einige Feuchte- und Nässezeiger (z. B. Rohrglanzgras, Wald-Engelwurz, Gemeiner Beinwell).

Wie in der Probefläche 1 werden die randlichen Auenböschungen auch hier überwiegend von Gehölzstreifen aus heimischen Laubhölzern bewachsen.

Die **Probefläche 3** wurde für die Wiederholungsuntersuchungen in 2017 und 2018 neu in das Untersuchungsprogramm aufgenommen. Sie befindet sich am östlichen Rand des E+E-Abschnitts bei Stadtlohn und besitzt eine Flächengröße von ca. 6,4 ha (Abbildung 23). Hier sollte vor allem die Bedeutung extensiv bewirtschafteten Auengrünlands für die Avifauna untersucht werden.



Abbildung 23: Lage und Abgrenzung der Probefläche 3. Quelle: Geobasis NRW: https://www.bezreg-koeln.nrw.de/brk_internet/geobasis/index.html

Im Vergleich zu den beiden ersten Flächen ist die Probefläche 3 sowohl strukturell als auch hinsichtlich ihrer Vegetationsverhältnisse relativ uniform ausgestattet. Das Berkelufer wird von einem heterogenen Uferstreifen wechselnder Breite begleitet. Hier finden sich neben einzelnen Ufergehölzen v. a. Grünland-Brachestadien und nitrophytische Staudenfluren, die sich teils in raschem Wechsel ablösen und auch Mischbestände und Übergänge bilden. Der Rest der Probefläche wird von extensiv bewirtschaftetem Grünland gebildet, wobei flächenmäßig Weidelgras-Weißkleewiden in der typischen und der nassen Ausprägung überwiegen. Deutlich weniger präsent, aber dennoch auch auf teilweise größerer Fläche treten Flutrasen auf. In der Probefläche 3 werden sie auf Standorten mit dauerhafter Durchfeuchtung des Oberbodens durch den Kickfuchsschwanz-Rasen in der Flutschwaden-Subassoziaton repräsentiert.

Am westlichen Rand der Probefläche befindet sich eine flache Blänke, die in Abhängigkeit von der Menge der Niederschläge v. a. im Frühjahr eine recht große mit Wasser bespannte Fläche einnehmen kann. Bei Abtrocknung weist sie eine Mosaikvegetation aus unterschiedlichen Pflanzenarten auf. Wesentliche Bestandsbildner sind der Floh-Knöterich, der Knick-Fuchsschwanz und der Krause Ampfer. Im Randbereich der Blänke hat sich auf dauerhaft nassem Standort ein Rohrglanzgras-Röhricht entwickelt.

4.3.1.3 Methodik der Bestandsaufnahme

Die Erfassung der Vögel erfolgte auf der Basis einer Revierkartierung nach SÜDBECK et al. (2005) und in Anlehnung an die Methodenvorgaben des LANUV (JÖBKES & WEISS 1996) und bei BIBBY et al. (1995).

In Anlehnung an OELKE (1980), BIBBY et al. (1995) und die Vorgaben der Ökologischen Flächenstichprobe in NRW (LANUV 2016) erfolgte eine Übertragung der Tagesprotokolle in Artkarten, die eine Abgrenzung von "Papierrevieren" erlaubt.

Die Auswertung erfolgte für die Probeflächen getrennt nach Brut- und Gastvögeln, wobei für die Brutvögel die absoluten Zahlen der besetzten Reviere bzw. Brutpaare ermittelt wurden. Randbewohner (Randsiedler), d. h. Brutvögel, deren Reviere von den Grenzen der Probefläche geschnitten werden, wurden bei den Bestandserfassungen an der Berkel mit ganzen Revieren gewertet.

In den nachfolgenden Tabellen bzw. Artenlisten werden zur Platzersparnis nur die deutschen Artnamen verwendet. Die wissenschaftlichen Bezeichnungen können der Gesamt-Artenliste im Anhang entnommen werden. Die Nomenklatur folgt BARTHEL & HELBIG (2005).

Anmerkungen zur Methodik

Die faunistische Grundlagenerfassung im gesamten E+E-Abschnitt (1989) und die des ersten Erfassungsjahres innerhalb des Monitorings der Fauna (1992) wurden von der GFN (Gesellschaft für Naturschutzplanung) erarbeitet (LÖLF 1989, 1992). Ab 1995 wurde das Monitoring dann durchgehend vom Verfasser fortgeführt (IVÖR 1996, 1999, 2000, 2003). Die für die Kartierungen notwendige Kontinuität der Bearbeitungsweise konnte somit gewährleistet werden.

Für die Wiederholungskartierungen in 2017 und 2018 konnte leider das ehemalige Untersuchungsdesign für die Avifauna aus verschiedenen Gründen nicht übernommen werden. So mussten die Probeflächen 1 und 2 etwas kleiner gefasst werden, so dass die ermittelten Bestandszahlen nur unter gewissen Vorbehalten vergleichbar sind. Die Probefläche 3 wurde neu aufgenommen. Zudem konnten im Rest des E+E-Abschnitts weniger Begehungen durchgeführt werden als in den Voruntersuchungen. In 2017/2018 erfolgte jeweils lediglich eine zweimalige stichprobenhafte Kontrolle der Avifauna mit Fokus auf bestimmte, auenspezifisch wertgebende Arten wie z. B. den Eisvogel. Die Artenliste kann für diesen Bereich daher zwangsläufig nicht vollständig sein.

Die Interpretation der Ergebnisse erfolgt – wo möglich – auf halbquantitativer Basis, vielfach aber auch qualitativ auf der Grundlage der vorliegenden Daten und der über 20-jährigen Gebietskenntnis.

Kartenmaterial und Rohdaten sind im digitalen Anhang enthalten.

4.3.2 Ergebnisse und Diskussion

4.3.2.1 Gesamter E+E-Abschnitt

Im gesamten Untersuchungsgebiet wurden von 1989 bis 2018 insgesamt 132 Vogelarten nachgewiesen (s. Gesamt-Artenliste im Anhang und Abbildung 24). Von diesen brüteten 75 Arten in mindestens einem oder mehreren Jahren. Damit kommen in dem untersuchten, relativ kurzen Auenabschnitt der Berkel zwischen Stadtlohn und Vreden rd. 38 % der 194 in NRW im Zeitraum von 2005 bis 2009 festgestellten Brutvögel vor (GRÜNEBERG et al. 2013). Die restlichen 57 Vogelarten waren Gastvögel, die den E+E-Abschnitt als Nahrungsgäste oder Durchzügler aufsuchten.

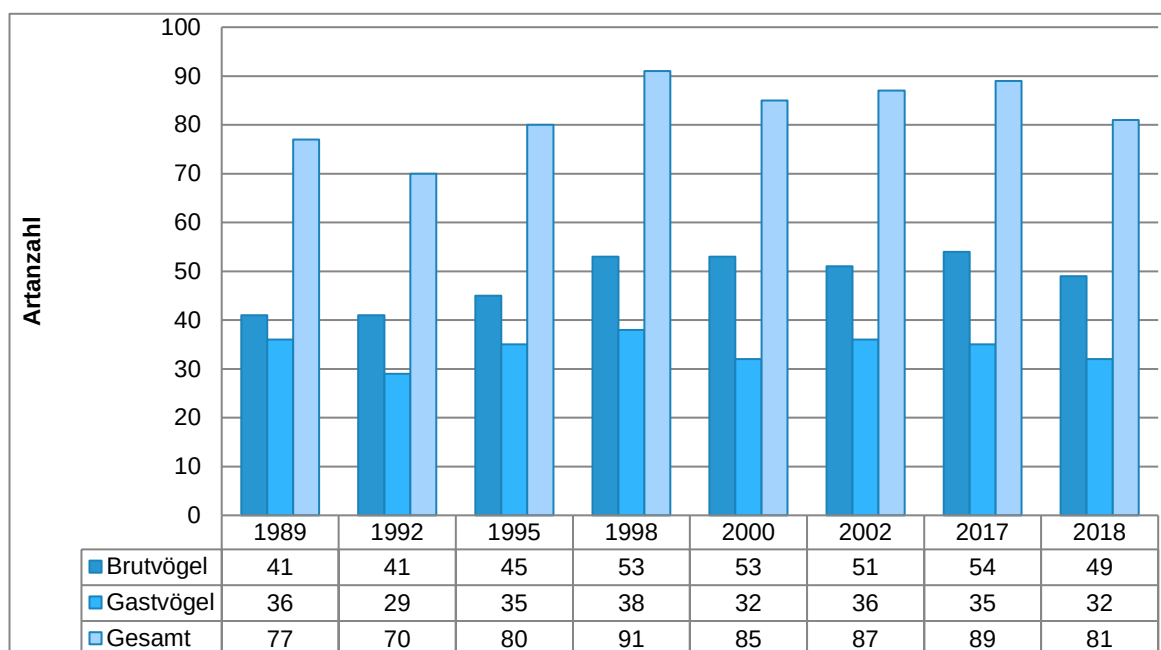


Abbildung 24: Anzahl der Brut- und Gastvögel im gesamten E+E-Abschnitt im Untersuchungszeitraum 1989-2018

Während die Zahl der Gastvögel naturgemäß leichten Schwankungen unterworfen ist, erhöhte sich die Anzahl der im Gebiet brütenden Vogelarten stetig (Abbildung 24). Die höchste Brutvogelzahl wurde in 2017 mit 54 Arten ermittelt, gegenüber jeweils 41 Brutvögeln in den ersten beiden Untersuchungsjahren 1989 und 1992. Ab 1995 waren dann deutliche Zunahmen zu verzeichnen, erst in 2018 ging der Brutbestand dann wieder leicht zurück, blieb aber auf hohem Niveau. Dies entspricht einer Zunahme von rd. 20 % (Stand 2018) und belegt damit die seit Beginn der Maßnahmenumsetzung des Pflege- und Entwicklungsplanes einsetzende Entwicklung hin zu einer größeren Habitatvielfalt, wodurch der E+E-Abschnitt der Berkel einen höheren Attraktionswert für viele Vogelarten erhält. Durch Nutzungsaufgabe und entsprechendes Gebietsmanagement entstanden in den vormals meist intensiv landwirtschaftlich genutzten Bereichen auentypische Sonderstrukturen, die Neu- bzw. Wiederbesiedlungen durch bestimmte Arten zuließen (z. B. Sandbank / Flussregenpfeifer) oder auch die Ausbreitung von Arten, die bis dahin auf in der Aue noch vorhandene Reststrukturen angewiesen waren (Röhricht / Teichrohrsänger; Gebüschsukzession / Mönchsgrasmücke). Insgesamt ist das Untersuchungsgebiet daher aus ornithologischer Sicht mittlerweile als artenreich zu bezeichnen.

Die Avifauna des untersuchten Berkelabschnitts ist entsprechend den vorhandenen

Biotoptypen sehr heterogen zusammengesetzt. Diese Vermischung von Arten unterschiedlicher ökologischer Gilden bzw. Habitate ist für naturnahe Auen charakteristisch (vgl. z.B. DISTER 1998, GUNKEL 1996). Die natürliche Dynamik des Fließgewässers formt die Landschaft, verändert bestehende und schafft neue Lebensräume. Ansatzweise lassen sich derartige Vorgänge bereits im untersuchten E+E-Abschnitt erkennen.

Unter den vorkommenden Arten sind sowohl in Mitteleuropa häufige und weit verbreitete als auch bestandsgefährdete und z. T. seltene Arten. Von den 75 Brutvögeln brüteten 48 regelmäßig, die anderen nutzten das Untersuchungsgebiet während des Bearbeitungszeitraumes nur in einzelnen bis wenigen Jahren zur Fortpflanzung. Bei häufigen Arten, deren Habitatansprüche im Untersuchungsgebiet erfüllt sind, wie z. B. Waldkauz, Waldohreule und Grünspecht, könnten fehlende Bruthinweise auch auf methodisch bedingte Erfassungslücken zurückzuführen sein (geringere Begehungshäufigkeit außerhalb der Probeflächen).

Entsprechend den vorhandenen Habitattypen setzt sich die Avifauna aus sehr unterschiedlichen ökologischen Artengruppen zusammen. Neben einigen ubiquitären, allgemein häufigen Vogelarten dominieren auf den meisten Teilflächen Vögel der halboffenen Kulturlandschaft, die das abwechslungsreiche Mosaik der mit Gehölzen durchsetzten, offenen Aue optimal nutzen können. Echte Waldarten wie der Eichelhäher sind unterrepräsentiert und nur dort häufiger, wo Waldflächen in das Untersuchungsgebiet hineinragen. Dies gilt ebenso für Höhlenbrüter, die auf das Angebot an Höhlenbäumen angewiesen sind. Die Avifauna der Gewässer und der angeschlossenen Vegetationszonen wird von weit verbreiteten und häufigen Arten wie Stockente und Blässhuhn dominiert.

Von den Brutvögeln, welche die ornithologische Bedeutung des Untersuchungsgebietes hervorheben, seien beispielhaft Rohrweihe, Wasserralle, Eisvogel, Teichrohrsänger, Wiesenpieper und Pirol genannt. Einige Arten brüten nicht in allen Untersuchungsjahren, sondern treten nur als gelegentliche, aber dennoch regelmäßige Brutvögel auf. Vor allem Rohrweihe, Wasserralle und Teichrohrsänger belegen als Röhrlichtbrüter den Erfolg der Wiedervernäsungsmaßnahmen im Westen der Aue. Der Eisvogel profitiert von der Eigendynamik der Berkel und den spontan aufkommenden Ufergehölzen, die an den Steilwänden Sichtschutz für seine Brutröhren bieten. Arten wie Braunkehlchen, Wiesenpieper und Pirol sind in NRW aufgrund verschiedenster Ursachen mittlerweile so selten geworden (vgl. GRÜNEBERG et al. 2016/2017), dass jede Brut als Besonderheit und Maß für die gute Qualität des Lebensraums gewertet werden muss. Keine dieser Arten konnte in den letzten Jahren als Brutvogel im E+E-Abschnitt bestätigt werden. Das Fehlen des Pirols könnte auch auf die nur stichprobenhafte Erfassung außerhalb der Probeflächen zurückzuführen sein. Die Habitatbedingungen sind für diese Art weitgehend unverändert geblieben; eher werden sie sich durch die Initialpflanzungen von Auwald zukünftig verbessern. Auch für das Braunkehlchen sind die Lebensraumverhältnisse derzeit (noch) gut. Jedoch ist die Art aufgrund der intensiven Landbewirtschaftung mittlerweile aus dem Tiefland verschwunden. Für den Wiesenpieper allerdings haben sich die Habitatbedingungen im untersuchten Auenabschnitt aufgrund der Sukzession (Zunahme der Gehölze, höhere und dichtere Krautvegetation, Brachen) verschlechtert. Weit hin offene und gehölzarme Bereiche sind im E+E-Abschnitt nicht mehr vorhanden.

Das Schwarzkehlchen wurde bislang nur in 1995 mit einem Brutpaar erfasst. Seit damals hat die Art allerdings in NRW stark zugenommen, so dass es aus der Roten Liste entlassen werden konnte (GRÜNEBERG et al. 2016/2017). Vor allem im Westen, in Teilflächen aber auch im Osten des Untersuchungsgebiets sind gut geeignete Lebensraumvoraussetzungen vorhanden, so dass mit einer Ansiedlung dieser Art gerechnet werden kann. Aktuelle Brutvorkommen sind z. B. in den nördlich gelegenen Heidemooren entlang der Grenze zu den Niederlanden vorhanden.

Der für naturnahe Fließgewässer mit ausreichendem Angebot an Kleinfischen und mit Steilwänden für die Anlage der Brutröhren charakteristische Eisvogel wurde an der gesamten Berkel regelmäßig beobachtet. Er trat bis auf 1989 in allen Untersuchungsjahren mit 1-2 Paaren als Brutvogel auf. In 2018 wurde für ein drittes Paar westlich der Probefläche 2 Brutverdacht geäußert. Ebenso typisch für naturnahe Fließgewässer ist die Gebirgsstelze, die bis auf 1992 in allen Jahren mit 1-4 Revieren auftrat.

Bemerkenswert ist auch das Brutvorkommen des Mittelspechts im mittleren E+E-Abschnitt. Die Art besitzt im westlichen Münsterland nur ein punktuell Verbreitungsbild und fehlt hier großflächig.

Auffallend ist das Fehlen der Goldammer in den beiden letzten Untersuchungsjahren. Geeignete Habitatstrukturen, die den Lebensraumansprüchen der Art genügen, sind v. a. in den Randbereichen der Aue in ausreichendem Maße vorhanden.

Unter den im Gesamtgebiet erfassten, regelmäßigen Brutvögeln sind die meisten mit relativ konstanter Dichte vertreten (z. B. Teichhuhn). Einige weisen leichte (z. B. Eisvogel) bis stärkere Bestandszunahmen auf (z. B. Teichrohrsänger, Dorngrasmücke). Wenige Arten zeigen Bestandsabnahmen oder treten nicht mehr als Brutvögel auf (z. B. Rebhuhn, Kiebitz, Braunkehlchen, Wiesenpieper).

Mehrere Vogelarten besiedelten das Untersuchungsgebiet neu bzw. nach längerer Abwesenheit erstmals wieder. Hervorzuheben sind hier insbesondere die folgenden Arten:

- Wasserralle: nach 1989 in 2002 erstmals wieder als Brutvogel mit mindestens einem Revier und 2017 mit Brutverdacht für ein Paar;
- Flussregenpfeifer: einmaliger Brutversuch auf dem Sandfang in 2002;
- Rohrweihe: Brutverdacht in 2000, in 2002 Gastvogel, in 2003 erstmalig Brut (PAVLOVIC, mdl.), in 2017 und 2018 jeweils Brut;
- Waldschnepfe: Brut in 2017 und 2018;
- Mittelspecht: erstmalig Brut in 2017, Brutverdacht in 2018.

Diese und auch einige weitere Arten mit Bestandszuwächsen können für dynamische Auenlebensräume als typisch gelten. Einige der charakteristischen Arten wie Eisvogel und Gebirgsstelze haben sich mittlerweile im E+E-Abschnitt der Berkel etabliert.

Das Untersuchungsgebiet besitzt zudem eine große Bedeutung für Nichtbrüter (Gastvögel), die im Verlauf der Erfassung mit 57 Arten (= rd. 43 % der Gesamtartenzahl) registriert wurden. Unter diesen sind eine Reihe von Nahrungsgästen, die den E+E-Abschnitt periodisch zum Nahrungserwerb aufsuchen und im näheren Umland brüten (z.B. Turmfalke, Habicht, Sperber, Waldohreule, Rauchschwalbe, Stieglitz). Die meisten dieser Arten können potenziell auch innerhalb des Untersuchungsgebietes brüten. Andere Gastvögel wurden nur vereinzelt nachgewiesen (z.B. Weißstorch, Zwergschnepfe, Neuntöter) oder lediglich als Überflieger registriert (z. B. Kranich). Sie spielen für die aktuelle Bedeutung des untersuchten Berkelabschnitts kaum eine Rolle. Anders hingegen sind die regelmäßigen Wintergäste und Durchzügler zu bewerten. Diese suchen das Gebiet gezielt wegen der spezifischen Habitatstrukturen auf und nutzen es auf dem Zuge als Zwischenstation zur Rast und Nahrungssuche. Aus dieser Gruppe seien beispielhaft Bekassine, Waldwasserläufer und Flussuferläufer genannt. Der E+E-Abschnitt besitzt insbesondere für wassergebundene Arten eine hohe Bedeutung. Unter den Gastvögeln macht diese Gruppe alleine knapp die Hälfte der beobachteten Arten aus. Insgesamt zeichnet sich somit für den untersuchten E+E-Abschnitt aus ornithologischer Sicht ein positives Gesamtbild ab.

Bemerkenswerte und gefährdete Arten

Insgesamt sind rd. 52 % der erfassten Vogelarten als mehr oder weniger bestandsgefährdet und/oder bemerkenswert zu bezeichnen (GRÜNEBERG et al. 2016/2017; GRÜNEBERG et al. 2015). Von diesen werden 43 Arten auf den Roten Listen Nordrhein-Westfalens und/oder Deutschlands geführt. Unter den Brutvögeln sind 18 Arten mehr oder weniger bestandsgefährdet. Mit Braunkehlchen und Pirol sind in NRW 2 der im Untersuchungsgebiet brütenden Vogelarten vom Aussterben bedroht, weitere 6 Arten sind stark gefährdet, 10 Arten gefährdet. Auch von den Gastvögeln werden etliche Arten in den Roten Listen geführt, darunter auch sehr seltene Arten wie Bekassine, Flusssuferläufer oder Waldwasserläufer, die den E+E-Abschnitt in geringen Individuenzahlen regelmäßig während des Zuges aufsuchen.

Die über einen relativ langen Zeitraum gewonnenen Artenlisten spiegeln auch den allgemeinen Rückgang etlicher Vogelarten in der Landschaft wider. So wurden ehemals regelmäßig auftretende Vogelarten in den letzten Jahren nicht mehr beobachtet. Dies trifft sowohl für ohnehin seltenere als auch für ehemals häufige Arten zu. Beispiele hierfür sind Feldsperling, Rebhuhn und Turteltaube. Andererseits konnten sich einige Arten aufgrund der durch die Maßnahmen initiierten Lebensraumentwicklung in der Aue auch erstmals ansiedeln oder ihre Bestände vergrößern (u. a. Feldschwirl, Rohrweihe, Teichrohrsänger, Wasserralle, Dorngrasmücke).

Die hohe Anzahl an gefährdeten Arten in einem relativ kleinen und eng umgrenzten Untersuchungsraum belegt die Bedeutung des Auenabschnittes insbesondere auch für seltenere Arten mit spezifischen Ansprüchen an ihre Lebensräume. Dies ist insbesondere im Kontext mit dem intensiv landwirtschaftlich genutzten Umfeld zu sehen, in dem gerade diese Vogelarten kaum noch Rückzugsräume vorfinden.

4.3.2.2 Probefläche 1

In der Probefläche 1 wurden 2017 und 2018 insgesamt 76 Vogelarten registriert (67 bzw. 59 Arten). Von diesen traten 40 (36 bzw. 36) als Brutvögel und 36 (28 bzw. 23) als Gastvögel auf. Manche Arten wie z. B. das Blässhuhn oder die Wasserralle brüteten nur in einem der beiden Jahre, die weitaus meisten waren aber durchgehend als Brutvogel vertreten. Die Gastvögel werden zum überwiegenden Teil von Nahrungsgästen gebildet, die im näheren und weiteren Umfeld der Berkelaue brüten und diese mehr oder weniger regelmäßig zum Nahrungserwerb aufsuchen. Einige sind auch reine Durchzügler (z. B. Bekassine, Flusssuferläufer, Waldwasserläufer und Wiesenpieper), die das Untersuchungsgebiet nur für sehr kurze Zeiträume zur Nahrungsaufnahme oder Rast anfliegen.

Das Artenspektrum ist entsprechend dem Auenstandort relativ heterogen zusammengesetzt. Neben Waldarten kommen typischerweise auch Vogelarten der Fließ- und Stillgewässer und der korrespondierenden Vegetationsstrukturen vor. Sie werden ergänzt durch Siedlungsvögel und Arten der halboffenen Kulturlandschaft.

Bei den meisten Brutvögeln liegen die in den beiden Untersuchungsjahren ermittelten Revier- bzw. Brutpaarzahlen in der gleichen Größenordnung. Größere Differenzen treten nur bei wenigen Arten auf, so z. B. bei der Heckenbraunelle (5 Reviere in 2017, 2 Reviere in 2018), der Mönchsgrasmücke (11 - 17), Rotkehlchen (13 – 7) und Sumpfrohrsänger (3 – 7). Die Gründe hierfür sind unklar. Mit plötzlichen Veränderungen in der Vegetations- bzw. Habitatstrukturen in der Aue können sie nicht erklärt werden. Möglicherweise sind hierfür natürliche Populationschwankungen oder auch überregionale Faktoren verantwortlich, die auf unterschiedlichen Ursachen beruhen und sich im Lauf der Jahre wieder ausgleichen.

Über den gesamten Untersuchungszeitraum zeichnet sich in der Gesamtsicht eine positive

Entwicklung der Avifauna ab. Die größten Veränderungen fanden zwischen 1995 und 1998 statt. Während die Anzahl der Brutpaare langsam, aber stetig über den gesamten Zeitraum anstieg, fand im genannten Zeitraum eine sehr starke Zunahme der Gesamtbrutpaarzahl (Brutpaarsumme) statt (Abbildung 25). Auch danach erhöhte sie sich weiterhin, allerdings mit einer deutlich geringeren Steigungsrate. Mit der Extensivierung des Grünlands und der Einrichtung von Sukzessionsflächen konnte sich in der Probefläche in relativ kurzer Zeit eine hohe Strukturdiversität entwickeln. Es entstanden großflächige Röhrichte und Feuchtbrachen, entlang der Berkelufer setzte eine zügige Gebüschsukzession ein; auf der durch den Bau des Sandfangs entstandenen Insel entwickelten sich schnell dichte Gehölzformationen, die mittlerweile bereits Waldcharakter aufweisen. Von den neu entstandenen Nist- und Ruheplätzen sowie der Verbesserung der Nahrungsgrundlagen (größeres Insekten- und Spinnenaufkommen) profitierten zunächst v. a. anpassungsfähige Vogelarten wie Amsel, Buchfink, Rotkehlchen, Mönchsgrasmücke und Zilpzalp mit Bestandszunahmen von z. T. über 100 %. Die neuen Ressourcen können von diesen Arten mit einer hohen Anpassungsfähigkeit schnell ausgenutzt werden.

Da die Probefläche für die Untersuchungen in 2017 und 2018 deutlich kleiner gewählt werden musste, sind hinsichtlich der aktuellen Entwicklung lediglich Trendaussagen zur Bestandsentwicklung der Avifauna möglich. Die Sukzession ist seit der letzten Kartierung in 2002 nur relativ langsam fortgeschritten. Vor allem die Schilfröhrichte haben sich weiter ausgedehnt und das Gebüschaufkommen am Berkelufer hat zugenommen, auf der Sandfanginsel ist ein kleiner Wald entstanden. Eine Sukzession hin zu (Au-)Wald in den offenen Flächen der Aue hat jedoch noch nicht eingesetzt. In der Gesamtschau haben sich die für die Vögel wichtigen Lebensraumverhältnisse großflächig kaum verändert, so dass davon ausgegangen werden kann, dass die Artenzusammensetzung im Rest der Probefläche 1 sich nicht wesentlich geändert hat. Stichprobenhafte Erhebungen in diesen Bereichen bestätigten dies. Insgesamt hat eine Konsolidierung der Brutpaarzahlen auf dem damals erreichten hohen Niveau stattgefunden. Ehemals spärlich verbreitete Arten sind dies auch weiterhin (z. B. Gartengrasmücke oder Gelbspötter), häufige Arten sind nach wie vor dominant (z. B. Mönchsgrasmücke, Buchfink).

Geht man davon aus, dass auch in dem zuletzt nicht systematisch bearbeiteten Bereich der Probefläche weitere Brutpaare einzelner Arten in den entsprechenden Habitaten vorhanden sind, relativieren sich die Zahlen für 2017/2018. Nach wie vor hohe Bestände etwa in der gleichen Größenordnung wie ehemals weisen demnach beispielsweise Amsel, Mönchsgrasmücke und Kohlmeise auf, teilweise stärkere Zunahmen sind bei Nachtigall, Rotkehlchen und Ringeltaube zu verzeichnen. Diese Arten profitieren vom zunehmenden Alter und der damit einhergehenden höheren Dichte und Verzweigung der Gehölze.

Neben einigen Arten, deren Bestände mehr oder weniger gleichgeblieben sind, wie Jagdfasan und Weidenmeise, sind andere zurückgegangen oder auch als Brutvogel aus der Fläche verschwunden. Eindeutige Erklärungen für diese Phänomene können nicht immer gegeben werden, zumal die Lebensraumentwicklung keine klaren Rückschlüsse zulässt. Teilweise sind sicher mehrere Faktoren beteiligt. Als Beispiele für einen starken Bestandsrückgang seien Zaunkönig und Zilpzalp aufgeführt. Beide Arten sind allgemein häufig, ihre Habitatbedingungen innerhalb der Probefläche haben sich nicht verschlechtert. Sie sind zudem relativ leicht im Rahmen einer Revierkartierung zu erfassen, so dass methodische Fehler ausscheiden. Offenbar sind hier andere Faktoren verantwortlich, die im Rahmen der durchgeführten Kartierungen nicht erfasst wurden.

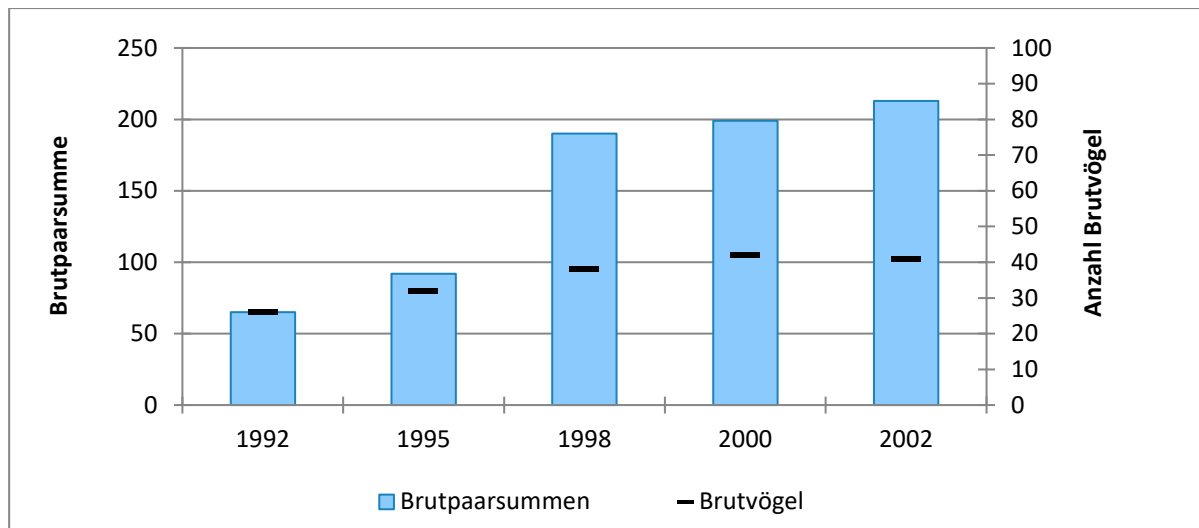


Abbildung 25: Anzahl der Brutpaare und Brutpaarsummen in Probestrich 1 im Zeitraum 1992-2002. (Abbildung aus BROCKMANN-SCHERWAB et al.2007) Wegen der unterschiedlichen Probestrichgrößen können die Ergebnisse aus 2017/2018 nicht direkt verglichen werden und sind daher hier nicht dargestellt.

Die Probestrich 1 weist eine hohe Zahl an bemerkenswerten und gefährdeten Vogelarten auf. Beispielhaft seien die Habitatspezialisten Wasserralle und Rohrweihe genannt, die sich erst nach der Aufgabe der landwirtschaftlichen Nutzung im überwiegenden Teil der Probestrichfläche und der zunehmenden Röhrichtentwicklung ansiedelten.

Allerdings ist das Gebiet für manche Arten aufgrund der Nutzungsaufgabe und damit einhergehenden Sukzession auch ungeeignet geworden. So sind z. B. die reinen Offenlandarten Rebhuhn und Wiesenpieper als Brutvögel verschwunden. Dies hat weniger mit dem allgemein, in Mitteleuropa zu beobachtenden, drastischen Rückgang dieser beiden Arten zu tun, sondern ist vielmehr direkt auf die (vorliegend gewünschten) Sukzessionsveränderungen in der Aue zurückzuführen.

Auch unter den Gastvögeln der Probestrich 1 befinden sich neben allgemein häufigen Arten einige bemerkenswerte und z. T. seltene Arten. Von besonderer Bedeutung sind diesbezüglich entsprechend der Zielsetzung des E+E-Vorhabens autotypische, insbesondere an Gewässer gebundene oder vorwiegend in alten, strukturreichen Auwäldern vorkommende Vögel. Letztere sind aufgrund der hier vorgesehenen Entwicklung der Aue ohne direkte Beeinflussung durch den Menschen mit überwiegender natürlicher Sukzession nach Verbesserung der Feuchtesituation deutlich unterrepräsentiert. Hingegen sind Gewässerarten häufig. Regelmäßig treten Graureiher und Kormoran auf, beide auch in kleineren Trupps. Im Bereich des Sandfangs konnte über den gesamten Untersuchungszeitraum der Austernfischer beobachtet werden. Hier und auch entlang der offenen, z. T. schlammigen Berkelufer treten als regelmäßige Durchzügler Flusssuferläufer und Waldwasserläufer auf. Die im Frühjahr sehr nassen Feuchtbrachen im Westen der Probestrichfläche sind für durchziehende Bekassinen wichtige Habitatslemente.

Insgesamt besitzt die Probestrich 1 eine bezogen auf ihre Größe und Habitatausstattung beachtliche Artenzahl und Artenzusammensetzung.

4.3.2.3 Probestrich 2

In den beiden Untersuchungsjahren 2017 und 2018 wurden in der Probestrich 2 mit 77 etwa genauso viele Vogelarten registriert wie in der Probestrich 1. In 2017 waren es 50, von denen 28 als Brut- und 22 als Gastvögel auftraten; in 2018 wurden 47 Vogelarten mit 17 Brut-

und 30 Gastvögeln registriert.

Der Vergleich der Erhebungen über den gesamten Untersuchungszeitraum zeigt ähnliche Veränderungen in der Artenzusammensetzung der Avizönose wie in Probefläche 1. Die Anzahl der registrierten Brutvogelarten hat von 27 auf 38 zugenommen. Mit Ausnahme des Braunkehlchens, welches in 1995 mit Brutverdacht erfasst wurde, traten besonders seltene Vogelarten in der Probefläche 2 nicht auf.

Der stärkste Zuwachs fand wiederum zwischen 1995 und 1998 statt. Die Anzahl der Brutpaare stieg langsam, aber stetig über den gesamten Zeitraum an; gleichzeitig nahm im genannten Zeitraum die Gesamtbrutpaarzahl (Brutpaarsumme) sehr stark zu (Abbildung 26). In 2017 und 2018 fiel die Anzahl der Brutpaare ab. Dies relativiert sich ein wenig, da mit Hauben- und Tannenmeise zwei Brutvogelarten nur in einem außerhalb der Aue im Osten der Probefläche gelegenen Waldbereich vorkamen, der in den letzten beiden Untersuchungsjahren nicht kartiert wurde. Zudem kann der Rückgang neben anderen hier nicht zu bestimmenden Faktoren mit den in der Probefläche durchgeführten Auwald-Initialpflanzungen zusammenhängen. Mit einer Zunahme der Artenzahl ist in diesen Flächen erst bei einem höheren Reifegrad der Gehölzbestände zu rechnen.

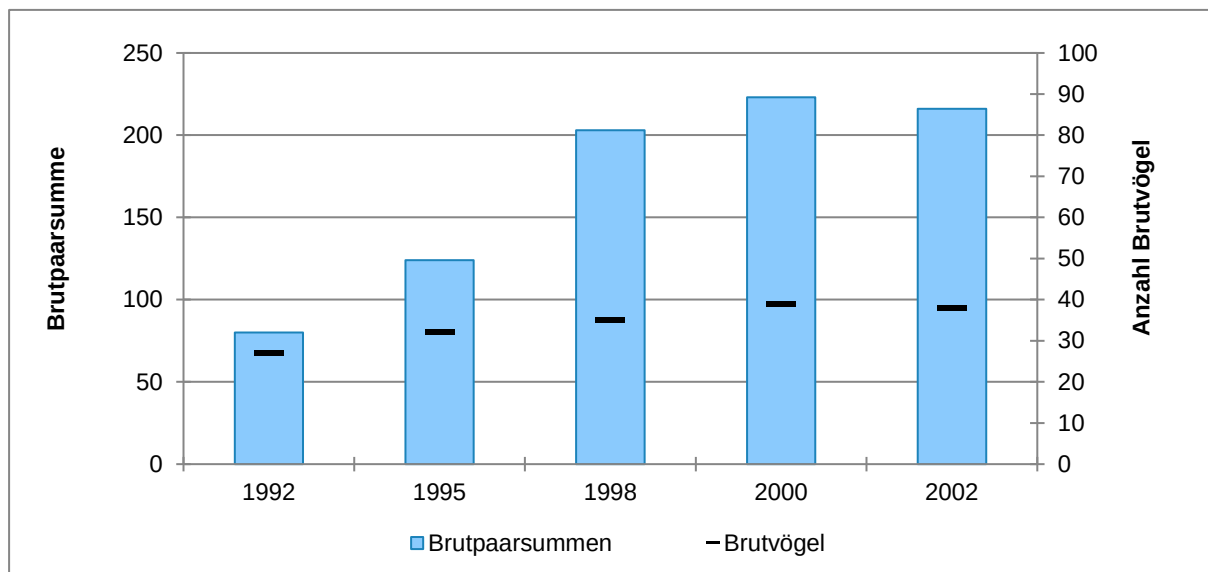


Abbildung 26: Anzahl der Brutpaare und Brutpaarsummen in Probefläche 2 im Zeitraum 1992-2002. (Abbildung aus BROCKMANN-SCHERWAß et al. 2007) Wegen der unterschiedlichen Probeflächengrößen können die Ergebnisse aus 2017/2018 nicht direkt verglichen werden und sind daher hier nicht dargestellt.

Bemerkenswert sind neben den bereits erwähnten Arten die bis zum Jahre 2000 simultan und fast in gleicher Höhe ablaufenden Bestandszuwächse von Sumpfrohrsänger und Dorngrasmücke, die dann zuletzt wieder sehr stark abfielen. Besonders zeigt sich dies beim Sumpfrohrsänger, dessen Population in 2017 und 2018 – ähnlich wie in Probefläche 1 – fast vollständig zusammenbrach. Bei beiden Arten sind die Gründe für die Bestandsrückgänge unklar. Möglicherweise spielen die in der Probefläche 2 auf großer Fläche durchgeführten Gehölzpflanzungen eine Rolle, da hierdurch offene Lebensräume zurückgedrängt wurden. Wahrscheinlich aber spielen auch andere Faktoren, z. B. Beeinträchtigungen in den Überwinterungsgebieten oder Verluste auf dem Zug eine Rolle. Zudem wurde auch die Probefläche 2 in 2017 und 2018 kleiner gefasst als in den Voruntersuchungen.

Dass die Verkleinerung der Probefläche als Erklärung für die geringeren Brutpaarzahlen herangezogen werden kann, zeigt sich u. a. an den Zahlen für Amsel, Heckenbraunelle, Sommergoldhähnchen, Zaunkönig und Zilpzalp. Diese Gehölzbrüter kommen mit mehreren bis etlichen Brutpaaren in Gebüsch und/oder der Waldfläche vor, die noch in der ersten Untersuchungsperiode Bestandteil der Kartierungen waren. Bezieht man dies in die Überlegungen ein, so hat sich der Brutbestand bis auf wenige Ausnahmen auf einem recht hohen Niveau konsolidiert.

Einige Arten wie Fitis, Turteltaube und Wiesenpieper treten nicht mehr als Brutvögel auf. Für diese ist die Probefläche aufgrund der Sukzession und Gehölzpflanzungen nur noch pessimal oder nicht mehr als Lebensraum geeignet.

Zugleich sind auch in der Probefläche 2 einige Vogelarten erstmals brütend aufgetreten. Zu nennen sind hier die Waldschnepfe, für die sich im gesamten Untersuchungszeitraum erstmals deutliche Hinweise auf eine Brut ergaben, sowie Graugans, Höckerschwan, Reiherente und Gelbspötter, für die erste Brutnachweise geführt wurden.

4.3.2.4 Probefläche 3

Die Probefläche 3 wurde erst in 2017 ausgewiesen, so dass ein direkter Vergleich mit den Vorjahren nicht möglich ist. Es handelt sich um eine reine Grünlandfläche, die an ihrem westlichen Rand eine große Blänke mit korrespondierendem Schlammufer und einer Feuchtbrache beinhaltet. Aus den Begehungen des gesamten E+E-Abschnitts ist allerdings weitgehend bekannt, welche Vogelarten hier vorkommen.

Als Bruthabitat für Wiesenbrüter besitzt die Probefläche aktuell keine besondere Bedeutung. Im gesamten Untersuchungszeitraum wurden keine echten Offenlandarten brütend festgestellt. Lediglich in 1998 brütete ein Kiebitzpaar in einem Feuchtgrünlandbereich östlich der Probefläche. Zu weiteren Bruten oder Brutversuchen kam es nicht. Innerhalb der Probefläche brüteten in 2017 und in 2018 jeweils nur ein Paar des Blässhuhns und der Stockente. Sie nutzten hierzu den Randbereich der Blänke bzw. die angrenzende Feuchtbrache. Im Grünland selbst konnten in beiden Jahren keine Brutvögel festgestellt werden.

Die Probefläche ist in erster Linie für nahrungssuchende und rastende bzw. durchziehende Vogelarten von Bedeutung. So wird sie regelmäßig von im direkten Umfeld brütenden Arten wie Schwalben, Drosseln, Finken und Krähenvögeln angeflogen. Ein ökologisch wertvolles Strukturmerkmal mit hoher avifaunistischer Bedeutung ist die Blänke mit ihrer korrespondierenden Vegetation aus Flutrasen, Schlammfluren und Seggen- bzw. Rohrglanzgrasröhrichten. Hier treten regelmäßig auch wertgebende Arten auf, v. a. wassergebundene Arten und solche der Schlamm- und Schlickfluren. So wurden dort mehrfach die Limikolen Austernfischer, Flusssuferläufer und Waldwasserläufer beobachtet. Neben dem Graureiher tritt hier auch der in Deutschland in den letzten Jahren vermehrt zu beobachtende Silberreiher als Nahrungsgast auf. Darüber hinaus rasten an der Blänke und im angrenzenden Grünland regelmäßig auch größere Familienverbände von Nil- und Graugänsen.

4.3.2.5 Interpretation der Bestandsveränderung ausgewählter Brutvogelarten

Nachfolgend werden die über einen langen Zeitraum ermittelten Bestandsveränderungen für einige ausgewählte und repräsentative Brutvogelarten dargelegt und diskutiert. Die Angaben zur Verbreitung in Deutschland bzw. Nordrhein-Westfalen stammen – sofern nicht anders angegeben – den Publikationen von GEDEON et al. (2014) sowie GRÜNEBERG et al. (2013).

Die Daten zu den entsprechenden Roten wurden (GRÜNEBERG et al. 2016/2017) bzw. GRÜNEBERG et al. (2015) entnommen.

Eisvogel

In Deutschland ist der Eisvogel fast flächendeckend verbreitet. Bestandslücken oder geringe Dichten bestehen in den küstennahen Marschen, auf den Nordseeinseln, in den höheren Mittelgebirgslagen sowie in Gegenden mit einem Mangel an geeigneten Gewässern. Lokal hat der Eisvogel in den letzten Jahrzehnten von Artenhilfsmaßnahmen und der Renaturierung von Fließgewässern profitiert. Der Eisvogel gilt sowohl deutschlandweit wie auch in NRW als ungefährdet. Verbreitungslücken oder geringe Dichten bestehen in den höheren Mittelgebirgslagen sowie in Gegenden mit einem Mangel an geeigneten Gewässern.

Tabelle 11: Vorkommen des Eisvogels im Berkel-Projektgebiet 1989-2018

Untersuchungs-jahr	1989	1992	1995	1998	2000	2002	2017	2018
Bestand	G	1	2	1	2	2	2-3	2

(G = Gastvogel. Die Bestandszahlen geben die Anzahl der Reviere an.)

Die Zunahme und das stete Vorkommen des Eisvogels sind auf die naturnahe Entwicklung der Berkel innerhalb des E+E-Abschnitts, insbesondere auf die Zulassung der natürlichen Gewässerdynamik mit Ufererosionen und der Entwicklung von Prallhängen zurückzuführen. Die Reviere lagen jeweils relativ weit auseinander, meist eines im West- und eines im Ostteil des Untersuchungsgebietes, jeweils in Steilufern, teilweise gedeckt von überhängenden Grasbüscheln oder Ufergehölzen. In 2018 wurde erstmals für ein drittes Paar Brutverdacht in der Probefläche 1 in einem durch Ufergehölze abgeschirmten, nicht zugänglichen Flussbereich geäußert.

Möglicherweise wurde die Bestandsentwicklung noch durch die landesweite Zunahme der Art verstärkt, weshalb Neuansiedlungen vermutlich schneller abliefen. Auch die Ufergehölzentwicklung wirkt förderlich (Schutz der Prallufer), ebenso die guten Stichlingsbestände in einigen Stillgewässern der Aue (z. B. als zusätzliche Nahrungsquelle bei Wassertrübung in der Berkel infolge Abflussanstieg). Unter Berücksichtigung der benötigten Reviergrößen ist jedoch davon auszugehen, dass 2-3 Brutpaare im Untersuchungsgebiet vermutlich den maximal möglichen Bestand darstellen. Geringe Bestandsschwankungen beim Eisvogel haben vermutlich natürliche Ursachen. Insbesondere extreme Winter (Eiswinter) und ungünstige Witterung während der Brutzeit verursachen kurzfristige Populationseinbrüche.

Wasserralle

Der Verbreitungsschwerpunkt der Wasserralle in Deutschland liegt in der Nordostdeutschen Tiefebene. Auch im Westen und Süden kommt sie großflächig vor, konzentriert sich hier aber v. a. auf die Flussebenen und größeren Feuchtgebiete. In NRW ist die Art ein im Tiefland lokal verbreiteter Brutvogel mit Vorkommen in Feuchtgebieten entlang, aber auch fernab der Flusssysteme. Große Bestandslücken bestehen in den intensiv genutzten Bördelandschaften und den bewaldeten Mittelgebirgen. In Deutschland ist die Wasserralle aktuell nicht gefährdet, wird aber auf der Vorwarnliste geführt; in NRW gilt die Art als gefährdet. Der Bestand unterliegt starken Schwankungen.

Tabelle 12: Vorkommen der Wasserralle im Berkel-Projektgebiet 1989-2018

Untersuchungs-jahr	1989	1992	1995	1998	2000	2002	2017	2018
Bestand	1	-	-	-	G	≥1	(1)	-

(G = Gastvogel. Die Bestandszahlen geben die Anzahl der Reviere an.)

Nach dem Erstnachweis in 1989 (LÖLF 1989) fehlte die Art bis sie in 2000 wieder erfasst und in 2002 schließlich ein Brutrevier in der Probefläche festgestellt wurde. Neben diesem Brutrevier in einem Schilfröhricht mit Erlen und Grauweidengebüsch sowie nassen Hochstaudenfluren, erfolgte in 2002 außerdem auch eine weitere Beobachtung am gegenüberliegenden Berkelufer in einer bachbegleitenden, feuchten Hochstauden- bzw. Brennesselflur etwa 800 m vom Brutrevier entfernt. Hinweise auf eine weitere Brut ergaben sich allerdings nicht. In 2017 konnte lediglich Brutverdacht für ein Paar im gleichen Schilfröhricht mit Gebüsch und nassen Hochstaudenfluren wie in 2002 geäußert werden. Der Bereich war zwar im Frühsommer noch bodenfeucht, offenes Wasser war aber kaum noch vorhanden. In 2018 wurde die Art dann gar nicht mehr festgestellt. Die Flächen mit den früheren Brutplätzen waren zum Frühsommer hin sehr schnell vollständig abgetrocknet; offene Wasserstellen, auch im Röhricht und unter den Weidengebüsch, waren nicht mehr vorhanden.



Abbildung 27: Brutpaare von Rohrweihe und Wasserralle E+E-Abschnitt in 2017 und 2018

Ein maßgeblicher Faktor für die Eignung eines Brutreviers ist der Wasserstand (s.o.). Aufgrund der Wiedervernässungsmaßnahmen im westlichen Teil des Untersuchungsgebietes waren dort neben der Ausbreitung der Röhrichte bis in den Sommer hinein auch große vernässte Bereiche und zumindest kleinflächige, offene Wasserstellen vorhanden. Dies ist wahrscheinlich einer der Schlüsselfaktoren für das Vorkommen bzw. eine erfolgreiche Ansiedlung der Wasserralle, zumindest für Teile der Berkelaue. Somit indiziert sie wie kaum eine andere Vogelart eine naturnahe Entwicklung der hydrologischen Situation. Das extrem trockene Jahr 2018 mit einer lange anhaltenden sommerlichen Dürre stand einer erfolgreichen Reproduktion der Wasserralle an der Berkel und wohl auch in vielen anderen Brutgebieten entgegen.

Rohrweihe

Die Rohrweihe ist ein regelmäßiger, wenn auch nicht häufiger Brutvogel in Deutschland. Sie besiedelt gewässerreiche Landschaften mit hohem Offenlandanteil. Verbreitungsschwerpunkt ist das Norddeutsche Tiefland, im Süden sind die großen Auen- und Beckenlandschaften besiedelt. In NRW liegt ein fast geschlossenes Brutareal in der Westfälischen Bucht. Isolierte Vorkommen befinden sich in der Niederrheinischen Bucht, im niederrheinischen Tiefland und vereinzelt am Rand der Mittelgebirge. Höhere, bewaldete Lagen werden nicht besiedelt.

Die Rohrweihe ist weder in NRW noch deutschlandweit gefährdet; in NRW wird sie allerdings in der Vorwarnliste geführt.

Tabelle 13: Vorkommen der Rohrweihe im Berkel-Projektgebiet 1989-2018

Untersuchungs-jahr	1989	1992	1995	1998	2000	2002	2017	2018
Bestand	-	-	-	D	(1)	G	1	1

(G = Gastvogel. Die Bestandszahlen geben die Anzahl der Reviere an.)

Erst mit der Wiedervernässung und der damit einhergehenden Sukzession von Röhrichtbeständen wurde der betrachtete Berkelabschnitt für die Rohrweihe attraktiv. Durch die Ausbreitung größerer Schilfröhrichte in der Probefläche 1 im Westen wurden die strukturellen Voraussetzungen für die Anlage eines Brutplatzes geschaffen. Dementsprechend wurde die Rohrweihe erst im vierten Untersuchungsjahr (1998) als Durchzügler bzw. Gastvogel nachgewiesen. Zwei Jahre später folgten dann die ersten Bruthinweise, so dass starker Brutverdacht bestand. In 2002 war die Art wiederum nur als Nahrungsgast anwesend. Nach Auskunft von P. PAVLOVIĆ (Kreis Borken, mdl. Mitt.) brütete die Rohrweihe in 2003 in der gleichen Schilffläche, für die bereits in 2000 Brutverdacht geäußert wurde. Er konnte mehrfach das Futter eintragende Weibchen wie auch beide Altvögel gleichzeitig beobachten. In den beiden letzten Untersuchungsjahren 2017 und 2018 konnte dann wieder jeweils eine Brut bestätigt werden (Balzflüge, Futter eintragende Altvögel; im Juni 2018 Fund des Unterleibs eines noch nicht flüggen Jungvogels am Röhrichttrand – wahrscheinlich Riss eines Raubsäugers).

Die Rohrweihe zählt wie die Wasserralle zu denjenigen Vogelarten, die bereits direkt von den durchgeführten landschaftsökologischen Maßnahmen im E+E-Gebiet profitiert haben. Durch die Wiedervernässung der Aue (Einbau von Sohlgleiten, Aufhebung bestehender Drainageanlagen; s. HÜBNER & PAVLOVIC 1998) konnten sich innerhalb weniger Jahre feuchte Hochstaudenfluren und Röhrichte ausbreiten, die als Bruthabitate für die Rohrweihe geeignet sind. Die Ursache für das Ausbleiben der Brut in 2002 ist unklar. Da die Rohrweihe aber zu den besonders störungsempfindlichen Vogelarten zählt, könnten möglicherweise menschliche Störungen (z.B. Spaziergänger mit Hunden, wie sie mehrfach dort beobachtet wurden) zur Zeit der Brutplatzwahl eine Brut verhindert haben. Andere Ursachen sind derzeit nicht erkennbar.

Teichrohrsänger

In Deutschland besitzt der Teichrohrsänger eine fast flächendeckende Verbreitung im Norddeutschen Tiefland sowie im Alpenvorland. Im mittleren Teil sind v. a. die Täler der großen Flüsse wie auch Feuchtgebiete in den Mittelgebirgen besiedelt. In Nordrhein-Westfalen tritt der Teichrohrsänger als mittelhäufiger Brutvogel auf. Er ist im gesamten Tiefland sowie am

Rand der Mittelgebirge verbreitet. In den höheren Lagen fehlt er weitgehend. Der Bestand ist in der Vergangenheit durch den Verlust von Schilfbeständen zum Teil stark zurückgegangen, hat in den letzten Jahren aber dank lebensraumverbessernder Maßnahmen wieder zugenommen. Der Teichrohrsänger ist aktuell weder in NRW noch deutschlandweit gefährdet.

Tabelle 14: Vorkommen des Teichrohrsängers im Berkel-Projektgebiet 1989-2018

Untersuchungs-jahr	1989	1992	1995	1998	2000	2002	2017	2018
Bestand	3	1	2	3	3	5	4	3

(G = Gastvogel. Die Bestandszahlen geben die Anzahl der Reviere an.)

Auch für den Teichrohrsänger wurden mit der maßnahmeninduzierten Ausbreitung von Schilfröhrichten die Voraussetzungen für eine Ausweitung bzw. Stabilisierung des Bestands geschaffen. Nachdem in 1989 drei Paare in einem kleinen Röhricht aggregiert gebrütet hatten, sank der Bestand bis 1992 zunächst auf ein Paar ab, um in den Folgejahren mit der weiteren Ausbreitung v. a. des Schilfs bis auf maximal fünf Brutpaare anzusteigen. In 2017 und 2018 sank er dann wieder leicht auf 4 bzw. 3 Paare ab (Abbildung 28).

Auswertungen zur Bestandsentwicklung der Art im Projekt ADEBAR zeigen vielerorts fluktuierende Bestände ohne eindeutige Trends (GEDEON et al. 2014). Im E+E-Abschnitt der Berkel sind die Röhrichte in der Probefläche 1 die einzigen besiedelten Biotope. Mögliche Ursachen für den zuletzt festgestellten leichten Rückgang könnten natürliche Ursachen sein, so auch Verluste in den afrikanischen Winterquartieren. Es kommen aber auch die trockenen Sommer der letzten Jahre ursächlich in Frage, wodurch die hydrologischen Verhältnisse in den Röhrichten stark beeinträchtigt wurden. Insbesondere auch die lange Dürreperiode im Sommer 2018 dürfte hierzu beigetragen haben. In der Vegetation zeigt sich dies in Teilflächen u. a. in einer bereits visuell erkennbaren geringeren Halmdichte und zunehmenden Ruderalisierung der Röhrichte. Hieraus könnte in diesen Bereichen eine geringere Eignung als Neststandort resultieren.

Wiesenpieper

Der Verbreitungsschwerpunkt des Wiesenpiepers liegt in der nördlichen Hälfte Deutschlands, wo das Tiefland flächendeckend besiedelt ist. In den südlich sich anschließenden Mittelgebirgen sind v. a. die höheren Lagen besetzt, wo feuchte, extensiv genutzte Tal- und Bergwiesen, Moore, aber auch Heiden und Trockenrasen genutzt werden. In NRW ist die Art nur noch spärlich verbreitet. In den intensiv genutzten Ackerlandschaften fehlt der Wiesenpieper weitgehend. Der Wiesenpieper ist bundes- wie auch landesweit stark bestandsgefährdet.

Tabelle 15: Vorkommen des Wiesenpiepers im Berkel-Projektgebiet 1989-2018

Untersuchungs-jahr	1989	1992	1995	1998	2000	2002	2017	2018
Bestand	-	G	G	1	≥2	≥5	G	G

(G = Gastvogel. Die Bestandszahlen geben die Anzahl der Reviere an.)

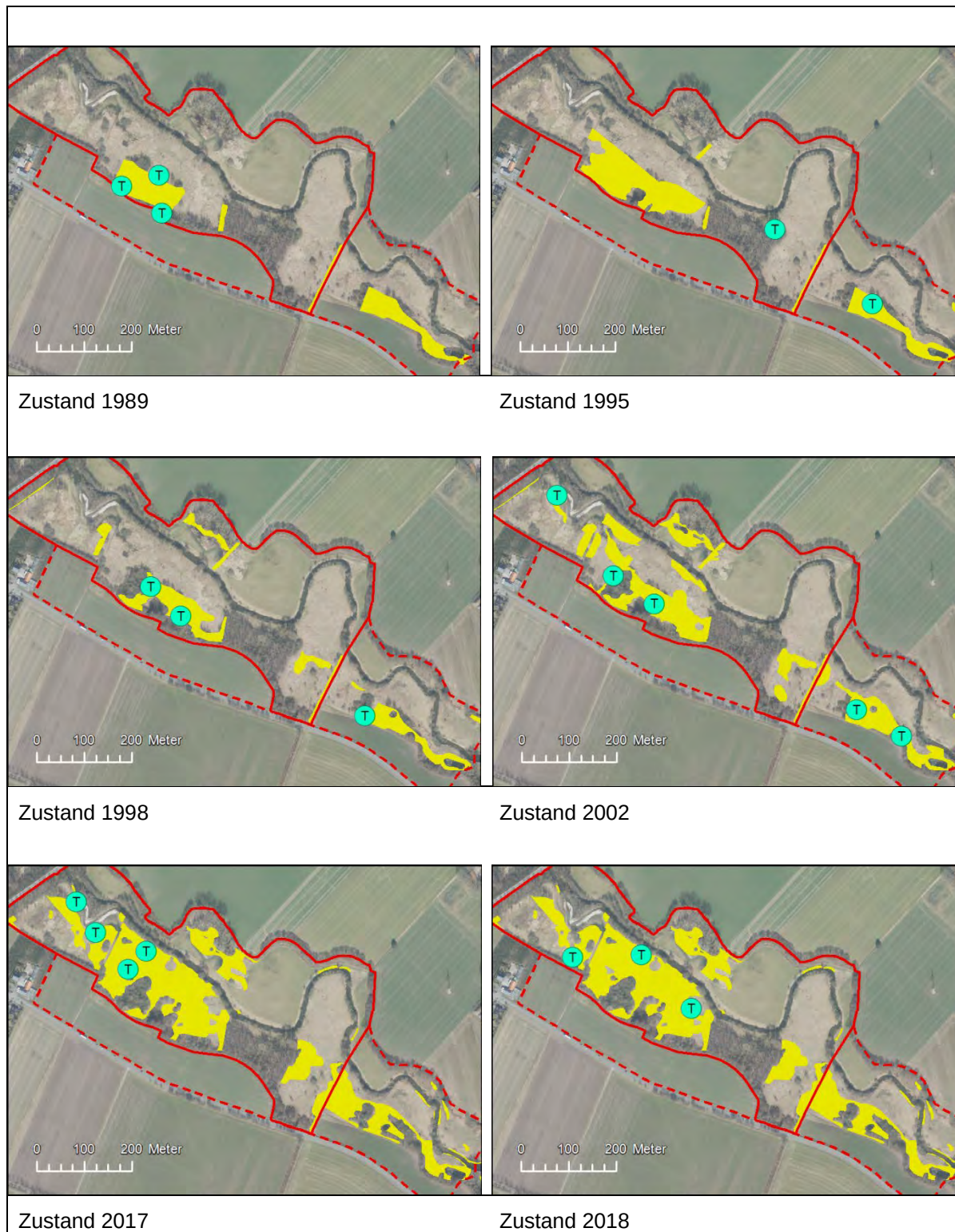


Abbildung 28: Zunahme des Teichrohrsängerbestands mit der Ausbreitung von Röhrichten

Die Bestandszahlen betreffen im Wesentlichen die Probeflächen 1 und 2, in denen die 5 Reviere in 2002 registriert wurden. Im übrigen E+E-Abschnitt konnten nur einzelne Beobachtungen im extensiv genutzten Grünland im Osten getätigt werden, die für die Annahme einer Brut oder eines Brutverdachts allerdings zu vage waren.

Die ermittelten Brutreviere befanden sich in Kriechrasengesellschaften sowie in nitrophytischen Säumen und Staudenfluren. Letztere kamen aufgrund der hochwüchsigen Vegetation vermutlich nur als Brut-, kaum jedoch als Nahrungsgebiete in Betracht.

Durch die fortschreitende Sukzession mit zunehmend dichter und höherer Vegetation wurden die überwiegenden Flächen des Offenlands in der Aue mittlerweile für den Wiesenpieper nicht mehr nutzbar. Zwei der Brutreviere aus 2002 wurden mit Gehölzen zur Auwaldentwicklung bepflanzt, so dass diese Flächen von der Art geräumt wurden. Das extensiv genutzte und grundsätzlich für die Art geeignete Grünland in der Probefläche 3 im Osten des Untersuchungsgebiets wurde (bislang) nicht besiedelt.

Der festgestellte Rückgang im E+E-Abschnitt korreliert mit dem landesweiten Zusammenbruch der Population. Mittlerweile fehlt der Wiesenpieper auch in großen Teilen des Münsterlandes, so dass Wiederbesiedlungen kleinerer Biotopinselfen erschwert werden.

4.3.3 Zusammenfassende Darstellung der Entwicklung der Avifauna im Hinblick auf die Ziele des E+E-Vorhabens

Seit Beginn der Untersuchungen im Jahre 1989 wurden im Untersuchungsgebiet 132 Vogelarten erfasst. Mit der Durchführung der Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen und dem damit einhergehenden strukturellen Wandel in der Aue unterlag auch das Artenspektrum der Avifauna z. T. erheblichen Veränderungen. Insbesondere bei einigen Brutvögeln waren stärkere Bestandsschwankungen auffällig, die Ausdruck der sich ändernden Habitatverhältnisse sind. Bis zum Jahr 2000 nahm sowohl die Anzahl der brütenden Vogelarten wie auch die Anzahl der Reviere bzw. der Brutpaare insgesamt zu, wie die Ergebnisse aus den genauer untersuchten Probeflächen zeigen. Eine Stagnation bei den Brutvögeln war erstmals in 2002 festzustellen. Deutlich zugenommen hatten bis dahin die Brutbestände einzelner Arten wie Zaunkönig, Zilpzalp, Mönchsgrasmücke, Dorngrasmücke und Sumpfrohrsänger, die von der eingeleiteten Entwicklung des Gebietes und der Sukzession ehemaliger Grünlandflächen profitierten.

Unter den bisher registrierten 132 Vogelarten befinden sich alleine 67 bemerkenswerte Arten (Brut- und Gastvögel), die entweder in der Roten Liste bzw. der Vorwarnliste für Nordrhein-Westfalen und oder Deutschland geführt werden oder zumindest lokal/regional eher weniger häufig sind (=rd. 52 %). Hinsichtlich der Entwicklung und ökologischen Bedeutung des Untersuchungsgebietes sind hier auch die Gastvögel von hohem Interesse. Einige Arten nutzen das Gebiet mehr oder weniger regelmäßig (z.B. Kormoran, Graureiher, Bekassine, Flussuferläufer, Waldwasserläufer, Habicht, Rauchschwalbe), andere sporadisch oder wurden sogar nur über Einzelnachweise registriert. Beispielhaft für die letzte Gruppe seien genannt: Spießente, Krickente, Wiesenweihe, Wespenbussard, Schwarzmilan, Gänsesäger, Wachtelkönig, Zwergschnepfe, Dunkler Wasserläufer, Bruchwasserläufer, Weißstorch, Brandgans, Fischadler, Grünschenkel, Zwergtaucher und Neuntöter. Die Liste belegt u. a. die große Bedeutung des Untersuchungsgebietes für Wintergäste und Durchzügler. Dies ist sicher auch vor dem Hintergrund der in weitem Umfeld ausgeräumten Agrarlandschaft und der Funktion der Berkelaue als Trittsteinbiotop und Wanderkorridor im Biotopverbund zu betrachten.

Seit Untersuchungsbeginn im Jahre 1989 wurden 132 Vogelarten erfasst, wobei – u.a. auch infolge der langen Beobachtungsdauer - immer noch neue Arten hinzukommen. Hierbei handelt es sich in erster Linie um seltene Arten, die das Untersuchungsgebiet während ihres Zuges sporadisch und kurzfristig aufsuchen.

Im Projekt werden als Ziele vier wesentliche Maßnahmenbündel verfolgt (HÜBNER & PAVLOVIC 1998, LÖLF 1993):

Eigendynamische Entwicklung eines Tieflandflusses

Für die Entwicklung der Avifauna ist insbesondere die Zulassung der Eigendynamik des Flusses von hoher Bedeutung. So konnte sich nach der Nutzungsaufgabe im westlichen und mittleren Teilbereich des E+E-Abschnittes und der Einrichtung eines durchgehend ungenutzten Gewässerrandstreifens im noch landwirtschaftlich genutzten östlichen Teilabschnitt auf den Uferböschungen der Berkel ein heterogenes Vegetationsgefüge aus Röhrichtbeständen, Grünlandbrachestadien unterschiedlicher Zusammensetzung, nitrophytischen Uferstaudenfluren und – im Bereich von Uferabbrüchen und Uferanrissen – kurzlebigen Pioniergesellschaften sandiger Flussufer entwickeln. Vielerorts tragen spontane Gehölzaufkommen, insbesondere mit Schwarz-Erlen und Weiden langfristig zur Bildung eines weitgehend geschlossenen Ufergehölzstreifens bei.

Aufgrund der starken Krümmungserosion werden immer wieder Uferabbrüche, Auskolkungen, Übersandungen und andere, für einen eigendynamischen Tieflandfluss charakteristische Strukturen geschaffen. Diese sind wichtige (Teil-)Habitate für eine ganze Reihe von verschiedenen Vogelarten, für die dauerhafte Rückzugsmöglichkeiten entstanden oder die die zusätzlichen Nischen in kurzer Zeit erfolgreich besiedelten. Beispielhaft seien die Mönchsgrasmücke (Brutplätze in den spontan aufgekommenen Ufergehölzen), der Zaunkönig (Bruten in Wurzeltellern von in die Berkel gestürzten Bäumen und im Geflecht der die Ufer befestigenden Wurzeln), die Dorngrasmücke (Brutplätze und Singwarten in den Ufergehölzen) und der Sumpfrohrsänger (Brutplätze in den flussbegleitenden Brennessel- und Hochstaudenfluren, Singwarten in den Ufergehölzen) genannt. Als fließgewässertypische Vogelarten treten Eisvogel und Gebirgsstelze auf, die konstant mit mehreren Brutpaaren im Gebiet siedeln. Insbesondere der Eisvogel wird auch zukünftig vom E+E-Vorhaben profitieren, da die Gewässerdynamik der Berkel, die zunehmende Ufersukzession und die verbesserte Wasserqualität seinen Lebensraumsprüchen entgegenkommen.

Natürliche Entwicklung der Aue

Neben dem Zulassen der ungelenkten Sukzession sowie der Sukzession nach Pflanzung bodenständiger Gehölze in einigen Auenabschnitten erwiesen sich v. a. die Maßnahmen zur Wiedervernässung der Aue als sehr zielführend. Aus naturschutzfachlich-ornithologischer Sicht ist insbesondere die flächenmäßige Ausbreitung der Röhrichte und feuchten Hochstaudenfluren wie auch die langsam einsetzende Gehölzsukzession entlang der Berkel positiv zu werten, da diese Biotope im Tiefland der nordrhein-westfälischen Kulturlandschaft eher selten sind und die hierauf angewiesenen Vogelarten mangels geeigneter Lebensräume oft bestandsgefährdet sind.

Mit der Ausbildung von z. T. eng mosaikartig vernetzten Pflanzengesellschaften anstelle des vorher vorhandenen, i. d. R. struktur- und artenarmen Grünlands wurde nicht nur die Diversität der Vegetationsdecke erhöht, sondern auch die Grundlage für ein verbessertes Nahrungsangebot an Kleintieren für die Avifauna geschaffen. Dies führte einerseits zu einem Populationszuwachs bei schon vorhandenen Arten wie Teichrohrsänger, Dorngrasmücke, Buchfink und Zaunkönig, andererseits konnten einige hoch spezialisierte Arten das Untersuchungsgebiet neu besiedeln bzw. wieder besiedeln (z. B. Rohrweihe, Wasserralle).

Im mittleren Abschnitt (gelenkte Sukzession mit Gehölz-Initialpflanzungen) soll sich langfristig ein naturnaher Auwald entwickeln, so dass die Vogelarten offener Lebensräume hier zurückgehen werden. Gleichzeitig ist mit einer weiteren Zunahme typischer (Au-)Waldarten (z. B. Pirol) und einer Annäherung an autotypische Verhältnisse zu rechnen.

Erhaltung und Entwicklung von autotypischem Extensivgrünland

Im östlichen Drittel des E+E-Abschnitts ist aus Gründen des Hochwasserschutzes die Beibehaltung der Grünlandnutzung vorgesehen. Dementsprechend sind in diesen Bereichen strukturelle Veränderungen bislang kaum aufgetreten. Die Bewirtschaftungsauflagen sehen auf einigen wenigen, zumeist sehr kleinen Flächen eine zweischürige Wiesennutzung und auf dem überwiegenden Teil der Parzellen eine extensive Beweidung i. d. R. mit Rindern vor. Die Artenzusammensetzung des Grünlands hat sich seit der Umsetzung der Extensivierung noch nicht merklich verändert. Lediglich in einigen Bereichen haben sich Flutrasen und Binsenbestände sowie in erster Linie im Randbereich einer großen Blänke Schlammufer-Fluren und Rohrglanzgras-Röhrichte mit kleinflächigen Seggenrieden eingestellt.

Eine deutliche Reaktion der Avifauna ist bisher zumindest hinsichtlich der Brutvögel ausgeblieben. Potenzielle Grünlandarten wie der Wiesenpieper, für den diese Flächen sicher geeignet sind, haben sich nicht angesiedelt. In den randlichen Uferstreifen mit ungelenkter Sukzession konnten sich aber Arten wie Dorngrasmücke und Sumpfrohrsänger halten. Die Kleinhöhrlöcher am Blänkenrand werden von Gewässerarten wie Stockente und Blässhuhn zur Brut genutzt.

Für die Gastvögel hat sich die Extensivierung des Grünlands allerdings positiv entwickelt. Regelmäßig rasten hier Trupps von Grau- und Nilgänsen. Durchziehende Limikolen wie Flussuferläufer und Waldwasserläufer sind auf den schlammigen Blänkenuffern ebenfalls stete Nahrungsgäste. Regelmäßig wird auch der Graureiher angetroffen. Der in Deutschland in den letzten Jahren vermehrt zu beobachtende Silberreiher wurde nur in diesen Flächen als Nahrungsgast registriert.

Verwirklichung eines Schrittes zum Aufbau eines Biotopverbundes entlang der gesamten Berkel

Der E+E-Abschnitt ist im Zusammenhang mit dem Aufbau eines Biotopverbundsystems entlang der gesamten Berkel als eine wesentliche Kernfläche anzusehen. Die durchgeführten Maßnahmen ermöglichen eine autotypische Entwicklung auf großer Fläche. Insbesondere ist die Ausbreitung von Pflanzengesellschaften feuchter bis nasser Standorte schon weit fortgeschritten. Langfristig wird sich auch der Auwaldanteil deutlich erhöhen.

Eine wesentliche Rolle für den Verbund spielt der durchgängig ungenutzte Uferstreifen. Hier konnte sich ein heterogenes Vegetationsmosaik mit Brachen, Uferstaudenfluren und Ufergehölzen bilden. Dies schlägt sich auch im Artenspektrum der Avifauna nieder. So sind beispielsweise die Zunahmen von Mönchsgrasmücke, Dorngrasmücke und Sumpfrohrsänger deutliche Anzeichen für das gelungene Biotopmanagement im E+E-Abschnitt. In den sich ausweitenden Schilf-Röhrichten sind die Ausbreitung des Teichrohrsängers, die Brut der Wasserralle und die Neubesiedlung durch die Rohrweihe Indizien für die Bedeutung des Gebiets als Rückzugslebensraum und Trittsteinbiotop.

Dies ist sicher auch vor dem Hintergrund der in weitem Umfeld ausgeräumten Agrarlandschaft zu betrachten. Die Berkelaue und hier insbesondere der E+E-Abschnitt besitzen bedeutende Funktionen als Nahrungs- und Ruhehabitat, Trittsteinbiotop sowie als Wanderkorridor und Leitlinie im regionalen Biotopverbund.

Neben den erwähnten augenfälligen Veränderungen in der Avifauna verhielten sich die meisten übrigen Arten weitgehend indifferent, kamen also mit mehr oder weniger konstanten Zahlen im E+E-Abschnitt vor. Einige der oben genannten Vogelarten zeigten zunächst auch stärkere Bestandszunahmen als direkte Reaktion auf die sich für diese Arten positiv

verändernden Lebensraumbedingungen, um sich dann auf einem niedrigeren Niveau zu stabilisieren. Wahrscheinlich sind hier auch Bestandsfluktuationen im Rahmen der natürlichen Populationsschwankungen beteiligt, u. a. durch Beeinträchtigungen und Verluste im Winterquartier, auf dem Zug, durch Lebensraumveränderungen im Brutgebiet, Witterung und Klimawandel. Möglicherweise erweist sich auch das in den letzten Jahren viel diskutierte Insektensterben schon als limitierender Faktor für einzelne Vogelpopulationen.

Insgesamt wird das Untersuchungsgebiet heute durch einige Leitartengruppen innerhalb der Avifauna gemäß FLADE (1994) charakterisiert:

Zur Leitartengruppe der „Röhrichte“ gehören u. a. Teichrohrsänger, Wasserralle, Rohrweihe und Rohrammer.

Die Leitartengruppe der „Halboffenen, reichstrukturierten Niedermoore, Fluss- und Bachauen“ wird u. a. vertreten durch Turteltaube, Nachtigall und Teichrohrsänger.

Die Leitartengruppe der „Feuchten und nassen Brachen und Sukzessionsflächen“ wird u. a. repräsentiert durch Dorngrasmücke und Sumpfrohrsänger (beide Arten erreichen hier optimale Siedlungsdichten) sowie in relativ gehölzarmen und niedrigwüchsigen Flächen auch Wiesenpieper. Stete Begleiter sind u. a. Rohrammer und Amsel.

Die weitere Entwicklung der Avizönose der Berkelaue im E+E-Abschnitt ist entscheidend von der Vegetations- bzw. Biotopentwicklung abhängig. Auch die Besucherlenkung wird langfristig von Bedeutung sein, da einige der an der Berkel vorkommenden Vogelarten auf diverse Freizeitaktivitäten empfindlich reagieren können.

4.4 Amphibien

BEARBEITER: K.-J. CONZE, M. MAUSE, D. JABLOTSCHKIN – LÖKPLAN

4.4.1 Methoden

Die Amphibien-Fauna wurde 2017 und 2018 im Rahmen von zehn Geländeuntersuchungen zwischen Mitte März und Mitte Juli systematisch erfasst. Zufallsbeobachtungen bei den Geländebegehungen zu den Artengruppen Libellen und Heuschrecken wurden bei der Auswertung ebenfalls berücksichtigt. In beiden Untersuchungsjahren erfolgte jeweils eine Nachtbegehung. Die übrigen Geländebegehungen fanden tagsüber statt. Wie auch in den Vorgängeruntersuchungen wurde die Datenerhebung auf die Paarungszeiten der im UG vorkommenden Amphibienarten abgestimmt. Daneben wurde die Entwicklung der aquatischen Stadien, insbesondere auch unter Beobachtung der Wasserführung, bis zur Metamorphose verfolgt. Insgesamt liegt die Zahl der durchgeführten Geländeuntersuchungen pro Jahr auf einem ähnlichen Niveau wie bei den Vorgängeruntersuchungen (vier bis sechs) (vgl. SCHERWAB et al. 2007).

Kernräume der Amphibienuntersuchung waren zehn Referenzgewässer. Diese wurden bereits während einer Grundlagenerfassung für das E+E-Vorhaben im Jahr 1989 ermittelt und bis 2002 sechsmal systematisch untersucht (weitere Untersuchungsjahre: 1992, 1995, 1998, 2000). Ihre Auswahl erfolgte ursprünglich so, dass die komplette Bandbreite an Amphibienlaichgewässern im untersuchten Berkel-Abschnitt vertreten war. Dabei handelte es sich um Blänken, temporäre Waldgewässer, Tümpel, Gräben und (ehemalige) Fischteiche sowie ein perennierendes Waldgewässer (vgl. SCHERWAB et al. 2007). Neben diesen zehn Referenzgewässern wurden aktuell weitere im UG gelegene Gewässer untersucht. Hierzu gehören alle seit 1989 zusätzlich zu den Referenzgewässern dokumentierten Laichgewässer, Gewässer, die aus der Vegetationskartierung oder der Grundkarte hervorgehen sowie weitere zufällig ermittelte Gewässer.

Bei den Geländeuntersuchungen wurden die Gewässer sowie die angrenzenden terrestrischen Lebensräume kontrolliert. Laichballen, Laichschnüre sowie juvenile und adulte Amphibien wurden, soweit möglich, exakt gezählt. Dies war insbesondere bei Teichfröschen oder bei großen Laichgemeinschaften von Grasfrosch und Erdkröte nicht immer möglich. Die Anzahl der Larven und frisch metamorphosierten Jungtiere wurde über eine logarithmische Skala geschätzt.

Die Nachtbegehungen wurden insbesondere zur Erhöhung der Nachweiswahrscheinlichkeit für Molche sowie die bisher noch nicht im UG nachgewiesenen Arten Laubfrosch und Knoblauchkröte durchgeführt.

Die Anzahl untersuchter Gewässer variierte je nach Geländebegehung. Dauerhaft oder lang anhaltend wasserführende Gewässer (3, 6, 7, 8, 10) wurden in beiden Jahren viermal untersucht. Bei Gewässer 9 entfiel 2018 die Nachtbegehung, da zu diesem Zeitpunkt Junge führende Wasserbüffel auf der direkt angrenzenden Weide nicht aufgescheucht werden sollten, daher erfolgten hier 2018 nur drei Geländebegehungen. Bei den temporär wasserführenden Gewässern erfolgten zumeist drei Geländebegehungen pro Jahr, da diese im späten Frühjahr/ Sommer bereits ausgetrocknet waren und zu diesen Zeiten nicht mehr kontrolliert wurde.

Zur Bestimmung wurden Einzeltiere per Hand oder mittels Kescher gefangen. Insbesondere die Anwesenheit von Teichfröschen (*Rana kl. esculenta*) ließ sich zudem über das Verhören von Lautäußerungen ermitteln.

Kartenmaterial und Rohdaten sind im digitalen Anhang enthalten.

4.4.2 Gewässer

Im 2-jährigen Untersuchungszeitraum wurden insgesamt 27 Gewässer untersucht. Diese Zahl setzt sich aus zehn Referenzgewässern und 17 weiteren Gewässern zusammen. Neun Gewässer wurden 2017/18 erstmals auf Amphibien kontrolliert. Das Spektrum der untersuchten Gewässertypen reicht von Blänken (7) und Wasserbüffelsuhlen (3), flachen Waldgewässern (6), (ehemaligen) Gräben oder Tümpeln (5) mit temporärer Wasserführung im Frühjahr hin zu Tümpeln und Teichen mit lang oder dauerhaft anhaltender Wasserführung (4) sowie einem Fischteich mit Karpfenbesatz und dem perennierenden Seitenarm des Sandfangs.

20 Gewässer wiesen in beiden Jahren eine temporäre Wasserführung auf. Zwei Gewässer (3 & E) trockneten 2018 als Folge der extrem langanhaltenden Trockenheit aus. 2017 führten sie hingegen dauerhaft Wasser und waren weit davon entfernt trockenzufallen. Vier Gewässer wiesen eine dauerhafte Wasserführung auf. Bei den Referenzgewässern führten vier Gewässer dauerhaft und fünf Gewässer temporär Wasser. Ein Gewässer (3) fiel nur im Juli 2018 trocken.

Tabelle 16: Im Rahmen des 2-jährigen Berkel-Monitorings (2017/18) untersuchte Gewässer. Die Gewässer 1-10 wurden im Rahmen des E+E-Vorhabens zwischen 1989 und 2002 durchgängig systematisch untersucht (Referenzgewässer).

Die Gewässer A-N wurden erst im weiteren Verlauf der Untersuchungen beachtet und zwischen 1992 und 2002 nicht durchgängig systematisch kontrolliert. Zum Teil werden auch Gewässer aufgeführt, die erstmals 2017/18 untersucht wurden. Die zweite Spalte enthält die Gewässer-Beschreibung aus SCHERWAß et al.. (2007). In der dritten Spalte ist eine kurze Beschreibung auf Grundlage der aktuellen Untersuchung enthalten.

Gewässer-ID	Gewässer-Art (1992-2002)	Gewässer-Art (2017-2018)	Erste syst. Untersuchung
1	Große Blänke in Weidegrünland (ab 1994 Feuchtbrache) mit bis zu ca. 40 cm tiefem Wasser; temporär Wasserführung im Frühjahr	Große Blänke in Röhrichtbestand. Im Frühjahr temporär Wasser führend	1992
2	Graben randlich eines Erlengehölzes mit nitrophilen Staudenfluren an den Böschungen; permanent Wasser führend	Graben im Übergangsbereich von Erlengehölzen und dichten Brennesselbeständen. Im Frühjahr temporär Wasser führend	1992
3	Ca. 1,5 m tiefes Stillgewässer mit z. T. üppiger Ufer- und Unterwasservegetation (Artenschutzgewässer) permanent Wasser führend	Siehe linke Spalte. Das Gewässer fiel im September 2018 beinahe trocken.	1992
4	Flachgewässer unter Pappeln mit nitrophiler Bodenvegetation; temporäre Wasserführung im Frühjahr.	Siehe linke Spalte. In ehemaligen Entwässerungsgräben hält sich Restwasser bis Ende Mai/ Anfang Juni.	1992
5	Langer und breiter, relativ flacher Graben in beweidetem Grünland (ab 1994 Feuchtbrache), permanent Wasser führend	Ehem. Graben und überstaute Feuchtwiesenbrache mit dichtem Röhrichtbewuchs und Weidengebüschen. Nur im Frühjahr Wasser führend	1992
6	Ca. 700 m ² großer Fischteich mit meist steilen Ufern, wenig Sumpf- und Wasservegetation; permanent Wasser führend	Ehemaliger Fischteich mit steilen Ufern, wenig Sumpf- und Wasservegetation. Starke Faulschlammabildung durch Laubeinfall. Freistellung des Gewässers im Winter 2017/18.	1992
7	Zwei Fischteiche mit Steilufern am Waldrand mit insges. Ca. 3000 m ²	Siehe linke Spalte. Karpfenbesatz; das kleinere Gewässer bildet im Laufe	1992

Gewässer-ID	Gewässer-Art (1992-2002)	Gewässer-Art (2017-2018)	Erste syst. Untersuchung
	Wasserfläche; ohne submerse Vegetation; permanent Wasser führend	des Jahres einen dichten Wasserlinsen-Teppich aus.	
8	Ungenutztes ca. 500 m ² großes Waldgewässer am Rande der Aue; permanent Wasser führend	Siehe linke Spalte. Am Ostrand des Gewässers befindet sich ein Ablauf; permanent Wasser führend	1992
9	Zwei kleine, ehemalige Fischteiche mit Steilufern am Auenrand zwischen Grünland und kleinem Erlbruch; permanent Wasser führend	Flacher ehemaliger Fischteich mit starker Faulschlammabildung und dichtem Wasserlinsenteppich; permanent Wasser führend	1992
10	Große Blänke in extensiv beweidetem Grünland mit Flutrasen-Vegetation; temporäre Wasserführung im Frühjahr	Große Blänke im Übergangsbereich zwischen Pferde- und Rinderweide; temporäre Wasserführung im Frühjahr	1992
A	Temporäres Kleingewässer	Sandfang mit Anschluss zur Berkel; permanent Wasser führend. Junge Ufergehölze wurden 2018 teilweise entfernt.	2017
B	Überflutung	Flachgewässer unter Pappeln; im Frühjahr temporär Wasser führend	2002
C	Überflutung	Flachgewässer unter Pappeln; im Frühjahr temporär Wasser führend	2002
D	Bei SCHERWAß ET AL. (2007) nicht untersucht und beschrieben	Mulde in Hochstaudenflur. Vermutlich Überrest ehemaliger Teich- und Grabenstruktur; temporär Wasser führend	2017
E	Bei SCHERWAß ET AL. (2007) nicht untersucht und beschrieben	Ca. 1,5 m tiefer und 300 m ² großer Tümpel in Röhrichtbestand; 2017 dauerhaft Wasser führend, 2018 Mitte Juli ausgetrocknet.	2017
F	Bei SCHERWAß ET AL. (2007) nicht untersucht und beschrieben	Tümpel an Waldrand; vermutlich temporär Wasser führend	2017
G.1-G.3	Blänken	Blänken auf Fettwiese; im Frühjahr temporär Wasser führend	1995
H	Bei SCHERWAß ET AL. (2007) nicht untersucht und beschrieben	Flachgewässer am Waldrand; kaum Gewässervegetation; temporär Wasser führend	2017
I1 & I2	Bei SCHERWAß ET AL. (2007) nicht untersucht und beschrieben	Flache 300-400 m ² große Büffelsuhlen (temporär)	2017
J	Bei SCHERWAß ET AL. (2007) nicht untersucht und beschrieben	Blänke auf Büffelweide; temporär Wasser führend	2017
K	Bei SCHERWAß ET AL. (2007) nicht untersucht und beschrieben	Ca. 150 m ² große Büffelsuhle (temporär)	2017
L	Bei SCHERWAß ET AL. (2007) nicht untersucht und beschrieben	Größeres Flachgewässer am Waldrand mit starkem Laubeinfall; temporär Wasser führend	2017
M	Temporäres Kleingewässer	Teich am Waldrand, temporär Wasser führend	2002
N	Bei SCHERWAß ET AL. (2007) nicht untersucht und beschrieben	Blänke auf Wiesenbrache, im Frühjahr temporär Wasser führend	2018

4.4.3 Ergebnisse

4.4.3.1 Erdkröte

Die Erdkröte wurde im Verlauf des 2-jährigen Monitorings an insgesamt acht Gewässern nachgewiesen, die mehr oder weniger über das gesamte UG verteilt liegen. Zwei Gewässer liegen südlich und sechs Gewässer nördlich der Berkel. Insbesondere der Abschnitt von der im Westen des UG gelegenen Berkelbrücke bis hin zu Hof Rietfort weist eine hohe Dichte an Laichgewässern auf. Alle acht Gewässer sind als Fortpflanzungsgewässer zu werten, da mindestens Paarung, Laichschnüre, Larven oder diesjährige Jungkröten dokumentiert sind. Die Nachweise reichen von einer einzelnen Paarung bis hin zu Massenlaichplätzen mit zahlreichen Laichschnüren und tausenden Kaulquappen. An zwei Gewässern ist der erfolgreiche Landgang zahlreicher Jungkröten zumindest in einem Jahr belegt. Funde von zwei adulten Erdkröten in unmittelbarer Nähe von Gewässer 10 werden als Einzelnachweise gewertet, da kein Hinweis auf Fortpflanzungsaktivität vorliegt. Dies gilt auch für eine einzelne Erdkröte im Bereich des Sandfangs.

Die Erdkröte wurde 2017 an fünf und 2018 an sieben Gewässern nachgewiesen. Während vier Gewässer in beiden Jahren als Fortpflanzungshabitat genutzt wurden, liegen für die vier übrigen Gewässer nur Fortpflanzungsnachweise aus einem Jahr vor.

Vier Fortpflanzungsgewässer sind als perennierend zu bezeichnen (6, 7, 8, 9). Gewässer 3 und E scheinen bei durchschnittlicher Witterung dauerhaft Wasser zu führen (2017). Als Folge der extrem trockenwarmen Witterung trockneten sie jedoch im September bzw. Juli 2018 aus. Eines der Gewässer (7) weist Großfischbesatz (Karpfen) auf. Die Fortpflanzungsgewässer D und G.3 führen im Frühjahr temporär Wasser. Während in Gewässer D im Frühjahr 2017 eine einzelne verpilzte Laichschnur nachgewiesen wurde, liegt für Gewässer 3 der Nachweis mehrerer adulter Erdkröten sowie einer Paarung im Frühjahr 2018 vor. Beide Gewässer trockneten vor Abschluss der Metamorphose aus.

Interpretation der Ergebnisse

Die Erdkröte kommt derzeit im UG hauptsächlich in größeren, mindestens 1 m tiefen und dauerhaft Wasser führenden Gewässern vor. Gemein ist diesen Gewässern auch, dass Gewässervegetation oder ins Wasser hängende Pflanzen für die Ablage der Laichschnüre zur Verfügung stehen. Die Laichgewässer verteilen sich über das gesamte UG. Fortpflanzungsversuche in zwei temporären Gewässern (D, G3) sind als Ausnahme zu werten, da sie den ökologischen Ansprüchen der Art an ihre Laichgewässer kaum entsprechen (vgl. z. B. SCHLÜPMANN (1982) & BUSCHENDORF 2015 (91-95)). Zudem wurde in den temporär wasserführenden Fortpflanzungsgewässern nur eine verpilzte Laichschnur bzw. eine Paarung beobachtet und beide Gewässer fielen vor Abschluss der Metamorphose trocken.

Fünf der zehn Referenzgewässer sind von der Erdkröte besiedelt (3, 6, 7, 8, 9). Im Vergleich zu 2002 wurden drei Referenzgewässer als Laichgewässer aufgegeben (Rückgang: 24%). Alle drei aufgegebenen Gewässer (1, 2, 5) sind seit 2002 zunehmend verlandet und weisen eine temporäre Wasserführung auf (mögliche Gründe: z. B. Sukzession, Grundwasserabsenkung, erhöhte Verdunstungsraten, Versandung). 2002 wurden zwei dieser Gewässer (2 & 5) noch als perennierend eingestuft. Die Aufgabe der Laichgewässer hängt sehr wahrscheinlich mit der Veränderung der Wasserführung zusammen. Bei den aufgegebenen Gewässern handelt es sich um zwei ehemalige Entwässerungsgräben sowie eine Blänke in einem Röhricht (vor der Nutzungsaufgabe in Grünland).

Wird die Zahl der von der Erdkröte besiedelten Gewässer für den gesamten Untersuchungszeitraum (1989-2017/18) betrachtet (Tabelle 17), so fällt auf, dass das Jahr 2002 für die

Erdkröte besonderes positiv ausgefallen ist. In den Untersuchungsjahren vor 2002 liegt die Zahl der Laichgewässer zwischen vier und sechs und somit auf einem vergleichbaren Niveau wie 2017/18 (5) (vgl. SCHERWAß et al. 2007). Für die heute noch besiedelten fünf Referenzgewässer liegen zudem durchgängige Erdkrötennachweise seit 1989 vor (einzige Ausnahme: Gewässer 8, 1989).

Tabelle 17: Anzahl von Fortpflanzungsnachweisen der Erdkröte in den zehn Referenzgewässern (REF) pro Untersuchungsjahr. 1989-2002 (SCHERWAß et al. 2007); 2017-2018 (LÖKPLAN)

Jahr	1989	1992	1995	1998	2000	2002	2017	2018
Anzahl REF mit Fortpflanzungsnachweis	4	5	6	5	5	8	3	5

Abseits der Referenzgewässer konnten im Rahmen der vorliegenden Untersuchung drei weitere, in den Altdaten bisher nicht dokumentierte Fortpflanzungsgemeinschaften der Erdkröte ermittelt werden. Dabei handelt es sich um zwei temporäre Gewässer (D, G.3) und ein Gewässer mit langanhaltender Wasserführung (E). In beiden Temporärgewässern erfolgte keine erfolgreiche Metamorphose (verpilzte Laichschnur, frühe Austrocknung). Die Tiere von Gewässer G.3 sind aufgrund der räumlichen Nähe vermutlich der großen Laichpopulation von Gewässer 6 zuzuordnen. Gewässer E führte 2017 dauerhaft Wasser und trocknete 2018 erst Mitte Juli aus. Hier wurden in beiden Jahren Fortpflanzungsnachweise in Form von Paarungen und zahlreichen Larven der Erdkröte erbracht, sodass von einem qualitativ hochwertigen Lachhabitat zu sprechen ist. Bei Gewässer E handelt sich um ein Anfang der 2000er Jahre angelegtes Artenschutzgewässer.

An Gewässer 10 wurde am 4.4.18 eine tote Erdkröte dokumentiert. Am 24.5.18 erfolgte zudem die Sichtung einer adulten Erdkröte mit Krötengoldfliegenbefall. Als Folge der Erkrankung wies das Tier bereits anomales Verhalten auf (Tagaktivität außerhalb der Fortpflanzungsphase). Weitere tote oder parasitierte Erdkröten und Amphibien wurden im UG nicht vorgefunden. Im Rahmen der Vorgängeruntersuchungen (1989-2002) wurde an Gewässer 10 ebenfalls kein Laichnachweis der Erdkröte erbracht. Möglicherweise strahlen Einzeltiere einer vermuteten Laichgemeinschaft der Erdkröte von einem benachbarten Teich im Bereich des südlich gelegenen Hofs (abgezäunt, Privatgrundstück außerhalb des UG) in Richtung Gewässer 10 aus. Gewässer 10 wird insgesamt nicht als Laichgewässer eingestuft.

Obwohl ein erfolgreicher Abschluss der Metamorphose im Untersuchungszeitraum nur an Gewässer 6 und 7 beobachtet werden konnte, erscheint ein mehr oder weniger regelmäßiger erfolgreicher Landgang für die übrigen perennierenden bzw. bis in den Hochsommer/Herbst Wasser führenden Gewässer wahrscheinlich (3, 8, 9, E). Da sich das Phänomen des „Krötenregens“ auf wenige Tage begrenzt, ist es wahrscheinlich, dass dieser Vorgang im Rahmen der Geländebegehungen an einigen Gewässern nicht abgepasst wurde.

Die Zahl der besiedelten Gewässer liegt seit 1989 auf etwa gleichem Niveau. 2002 kann aus heutiger Perspektive als außerordentlich gutes Jahr für die Erdkröte gewertet werden. Art und Nutzung der Gewässer mit Fortpflanzungsschwerpunkt (3, 6, 7, 8, 9, E) deuten darauf hin, dass diese auch in den nächsten Jahren als Laichhabitat fortbestehen. Die Variation der Laichnachweise in Ort und Größe zwischen 2017 und 2018 unterstreicht die Vorteile eines 2-jährigen Monitorings. Die Totfunde mit Bauchverletzungen an Gewässer 7 und 9 sind typisch Merkmale für marderartige Prädatoren (insb. Iltis) (vgl. WEDDELING & GEIGER 2011). Da im Frühjahr 2018 ein toter Steinmarder im Ablauf von Gewässer 7 aufgefunden wurde, geht möglicherweise ein Teil der toten Erdkröten an Gewässer 7 auf diese Art zurück.

Die gewählte Methodik gibt einen guten Überblick über die Zahl der besiedelten Gewässer und lässt auch Unterschiede in der Größe von lokalen Populationen auf Gewässerebene erkennen. Belastbare Rückschlüsse auf Trends in der Populationsgröße können auf Grundlage der vorliegenden Untersuchung nicht gezogen werden. Zwar wurden in allen Untersuchungsjahren Laichschnüre gezählt bzw. geschätzt, allerdings birgt diese Methode insbesondere bei Massenlaichplätzen mitunter hohe Fehlerquoten (vgl. SCHLÜPMANN & KUPFER 2009). Zudem sind die Schätzintervalle in den alten Untersuchungen sehr weit (1-100, >100-500, >500-1.000). Um quantitative Daten zu erhalten müsste der Untersuchungsaufwand während der Fortpflanzungsphase deutlich erhöht werden. Denkbar ist eine größere Anzahl an Begehungen während der Laichabgabe (möglichst genaues Zählen von Laichschnüren und Erdkröten) oder das Aufstellen von Amphibienzäunen mit Eimern inkl. täglicher Kontrolle während der Anwanderung ans Gewässer.

Die Erdkröte ist in Deutschland die häufigste Amphibienart (vor Grasfrosch und Teichmolch) und ist auch in NRW „sehr häufig“ und ungefährdet (GEIGER et al. 2018b). Im UG ist die Erdkröte nach dem Grasfrosch die zweithäufigste Art. Auch die angrenzenden Quadranten (NRW) sind von der Erdkröte besiedelt (Nachweise ab 1993, vgl. WEDDELING & GEIGER 2011).

4.4.3.2 Grasfrosch

Der Grasfrosch wurde im Rahmen der durchgeführten Untersuchung an insgesamt 18 Gewässern (9 Referenzgewässer, 9 weitere Gewässer) im gesamten UG nachgewiesen. Sieben Gewässer liegen südlich und elf Gewässer nördlich der Berkel. Bei allen 18 Gewässern handelt es sich um Fortpflanzungsgewässer, da jeweils mindestens Laichballen oder Larven dokumentiert sind. Die Nachweise reichen von einem einzelnen Laichballen bis hin zu Massenlaichplätzen mit mehreren hundert Laichballen. An insgesamt sechs Gewässern (davon vier Referenzgewässer) ist die Vollendung der Metamorphose durch frisch metamorphosierte Jungfrösche dokumentiert.

Neben den 18 dokumentierten Laichgewässern wurde der Grasfrosch auch noch im Landlebensraum nahe den Gewässern 5, F, L & M beobachtet, hier liegen jedoch keine Reproduktionsnachweise und auch kein eindeutiger Bezug zum Gewässer vor.

Während 2017 insgesamt sieben Gewässer als Laichhabitat belegt werden konnten, stieg die Zahl der nachgewiesenen Fortpflanzungsgewässer 2018 auf 18(!) an. Entsprechend konnten 2018 alle Laichgewässer aus 2017 bestätigt werden.

Elf Laichgewässer haben eine temporäre Wasserführung. Fünf Fortpflanzungsgewässer sind als perennierend einzustufen und zwei Gewässer (3 & E) fielen nur im Juli bzw. September 2018 trocken. Der Grasfrosch besiedelt auch die Fischteiche (7), wobei Larven hauptsächlich im fischfreien südlichen Teich nachgewiesen wurden.

Der Grasfrosch wurde häufig auch im Landlebensraum in direkter Nachbarschaft zu Gewässern dokumentiert. Daneben gibt es auch eine Reihe von Einzelfunden. An drei Gewässern (6, B, E) wurden auch Laichfraßplätze festgestellt.

Interpretation der Ergebnisse

Der Grasfrosch ist im UG die mit Abstand am weitesten verbreitete Amphibienart und nutzt zur Fortpflanzung das gesamte Spektrum untersuchter Gewässer, also temporäre (flache) und perennierende (tiefere), beschattete und unbeschattete Gewässer sowie auch zwei Teiche, von denen einer mit Karpfen besetzt ist. Bei dem letztgenannten Teichkomplex scheint der Grasfrosch allerdings das fischfreie Gewässer zu bevorzugen. Ein weites Spektrum besiedelter Gewässertypen wird u. a. auch bei SCHLÜPMANN et al. (2011) sowie bei GEIGER ET

AL. (2018a) beschrieben. Mindestens neun der 18 dokumentierten Laichgewässer trockneten vor Vollendung der Metamorphose aus, sodass es hier zu einem Totalverlust der aquatischen Stadien gekommen ist. An sechs Gewässern wurde eine erfolgreiche Metamorphose dokumentiert. An den Gewässern 6, 7 und 8 wurden keine Jungfrösche dokumentiert, allerdings erscheint eine erfolgreiche Metamorphose hier wahrscheinlich, da die Gewässer nicht austrockneten.

Die Gewässer 3, 5 und 8 wurden von SCHERWAß et al. (2007) als Hauptlaichplätze des Grasfrosches beschrieben. Auf Basis der vorliegenden Untersuchungen erscheinen nun insbesondere Gewässer 3 und 4 sowie auch Gewässer 8 und E besonders produktive Laichgewässer zu sein. Von diesen ist Gewässer 4 als temporäres Frühjahrsgewässer zu bezeichnen. Alle anderen Gewässer führen deutlich länger Wasser (E) oder sind perennierend (3 & 8). Gewässer 5 hat seine Qualität als außerordentliches Laichhabitat vermutlich aufgrund von Sukzession und Verlandung, sowie einer nun temporären Wasserführung (ehemals perennierend) verloren. Hier konnten nur Grasfrösche in Ufernähe, allerdings keine Reproduktionsnachweise dokumentiert werden.

2017 kann auf Basis der erhobenen Daten und im Vergleich mit den Altdaten als besonders schlechtes Jahr für den Grasfrosch gewertet werden. Sechs besiedelte Referenzgewässer und nur ein nachgewiesener Laichballen stellen die wenigsten Fortpflanzungsnachweise seit Beginn der Datenerhebung dar. Zwar ist die geringe Zahl nachgewiesener Laichballen zumindest teilweise methodisch bedingt, da der kurze Zeitpunkt zwischen Laichabgabe und Auflösung der Laichballen nicht optimal abgepasst wurde, allerdings sind auch die Larvennachweise durch Keschern gering, sodass es noch andere Ursachen für die geringe Nachweisdichte geben muss. Möglicherweise ist hierfür das trockene Frühjahr 2017 zumindest teilweise verantwortlich.

2018 hingegen wurde die Laichphase sehr gut abgepasst. Sowohl am 14.3.18 sowie am 4.4.18 wurden zahlreiche Nachweise am Gewässer erbracht. Die Laichphase war in Folge eines späten Frosteinbruchs Mitte/ Ende März zweigeteilt. Der Grasfrosch wurde 2018 an insgesamt neun Monitoring-Gewässern als laichende Arte nachgewiesen. Dieser Wert liegt bezogen auf die gesamte Datenerhebung (1989-2018) im oberen Durchschnitt. Die Zahl nachgewiesener Laichballen ist 2018 zudem knapp die höchste seit Beginn der Datenerhebung und vergleichbar mit den Jahren 1995 und 1998. Zumindest das Frühjahr kann somit als besonders gutes für den Grasfrosch gewertet werden. Dies ist insofern bemerkenswert, da anschließend ein extrem trockener Sommer folgte in dem zahlreiche Laichgewässer austrockneten. Starke Schwankungen, wenn auch nicht so starke wie zwischen 2017 und 2018, zeigen sich auch in der Zahl nachgewiesener Laichballen zwischen 1989 und 2002. So wurden 1992 618 und 1995 1561 Laichballen nachgewiesen. Während 1989 nur sechs Laichgewässer dokumentiert wurden, stieg die Zahl in der Folgeuntersuchung 1992 auf zehn an (vgl. SCHERWAß et al. 2007). SCHERWAß et al. (2007) führen die starken Bestandsschwankungen u. a. auf die Metapopulationsstruktur des Grasfrosches mit zeitlich und lokal instabilen Lokalpopulationen (häufige Aufgabe und Neubesiedlung von Gewässern) sowie auch auf frühjährliche Hochwasserereignisse (z. B. 1998) zurück. Bei letztgenannten kommt es durch die Überspülung der Gewässer zu einer Verdriftung von Laich und Larven sowie zum Eintrag von Prädatoren (z.B. Fische) und somit zu Bestandseinbrüchen die die geringere Nachweiszahlen in den Folgejahren erklären können. 2018 wurde zudem ein Teil der Laichballen durch Märzfröste geschädigt.

Tabelle 18: Jahressummen nachgewiesener Grasfroschlaichballen (LB) in den zehn Referenzgewässern (REF). 1989 - 2002 (SCHERWAß et al. 2007). 2017-2018 (LÖKPLAN).

Jahr	1989	1992	1995	1998	2000	2002	2017	2018
Σ LB (REF)	1025	618	1561	1428	827	1024	1	1591
Anzahl REF mit Fortpflanzungsnachweis	6	10	9	8	7	8	6	9

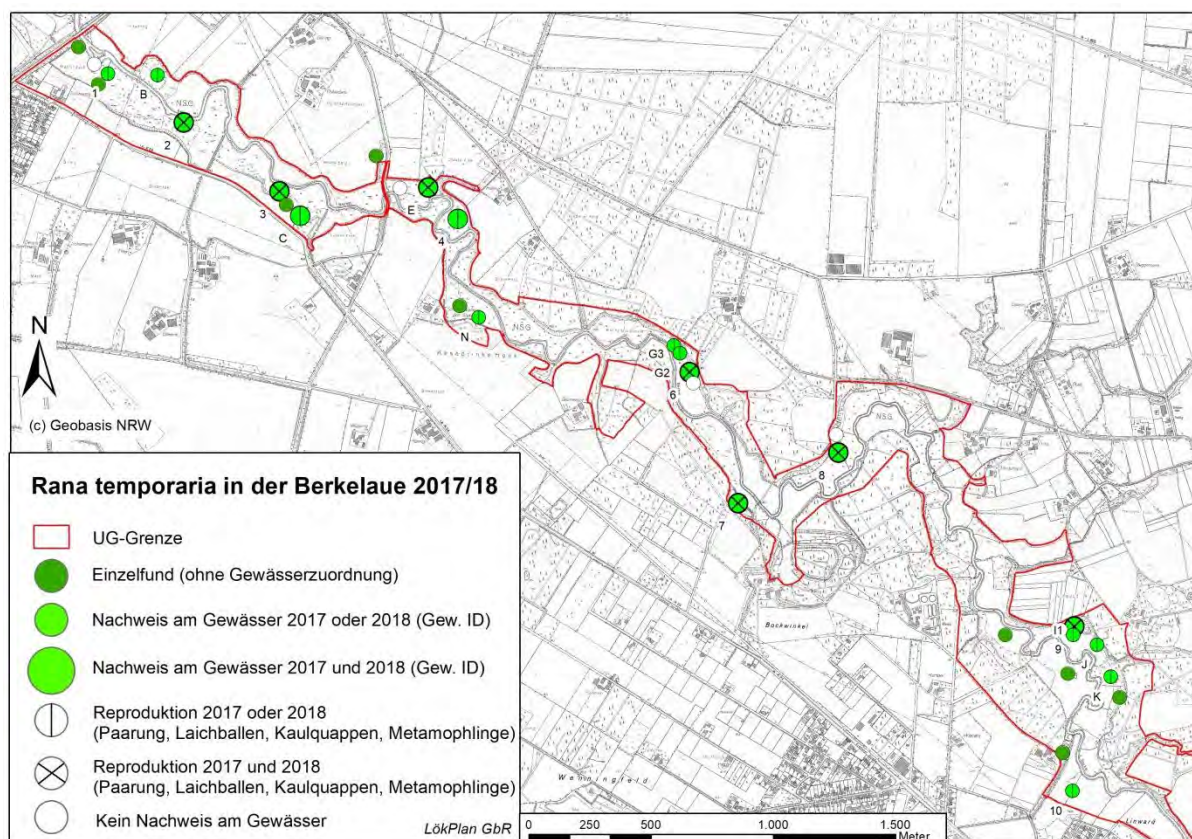


Abbildung 29: Grasfrosch-Nachweise im Rahmen des 2-jährigen Untersuchungszeitraumes. Der Grasfrosch ist im UG die mit Abstand häufigste Art und nutzt ein weites Spektrum an Laichgewässern (temporär, perennierend, fischfrei, mit Fischbesatz, beschattet, unbeschattet). Quelle: Geobasis NRW: https://www.bezreg-koeln.nrw.de/brk_internet/geobasis/index.html

Bemerkenswert ist weiterhin, dass 2018 auch abseits der Monitoring-Gewässer neun Laichgewässer dokumentiert wurden. Insgesamt kann der Bestand des Grasfrosches im UG als stabil eingestuft werden.

Obwohl der Grasfrosch in NRW und auch in Deutschland eine häufige Art ist, sind vielerorts Bestandsrückgänge zu beobachten, die sich insbesondere in landwirtschaftlich genutzten Gebieten zeigen. Während er in NRW als (noch) ungefährdet eingestuft wird, steht er in acht Bundesländern bereits auf der Vorwarnliste und ist in drei Bundesländern bereits als „gefährdet“ eingestuft (GEIGER et al. 2018a, SCHLÜPMANN et al. 2011). Das NSG Berkelaue stellt somit ein wertvolles Refugium für die noch häufige Art dar.

Wie auch bei der Erdkröte unterstreichen die unterschiedlichen Ergebnisse der beiden Untersuchungsjahre die Bedeutung von mehrjährigen Untersuchungen. Neben der

unterschiedlichen Anzahl an Laichnachweisen ist vor allem auch die in den beiden Untersuchungsjahren sehr unterschiedliche Gewässerwahl zu nennen. 2017 wählte der Grasfrosch bei sechs von sieben Laichgewässern eine dauerhafte oder bis in den Sommer/Herbst anhaltende Wasserführung. 2018 hingegen nutzte er sieben Gewässer mit dauerhafter oder langanhaltender Wasserführung und elf temporäre Gewässer, sodass hier noch einmal deutlich wird, dass die Art im UG sowohl temporäre als auch perennierende Gewässer zur Fortpflanzung nutzt.

4.4.3.3 Teichfrosch

Der Teichfrosch konnte 2017/18 an insgesamt fünf Gewässern beobachtet. Hierzu zählen zwei größere Teiche, von denen einer Karpfenbesatz aufweist (7), ein ehemaliger Fischteich (9), ein Tümpel der nur im Juli 2018 trocken fiel (E), eine Blänke sowie der Seitenarm des Sandfangs. Meist beschränken sich die Nachweise auf wenige bis maximal 15 adulte Tiere, die rufend am Ufer saßen. Einzig in Gewässer E wurden 2017 mehrere hundert Larven und somit ein Reproduktionsnachweis erbracht. Zwei Nachweisgewässer liegen südlich und drei nördlich der Berkel.

Vier der Gewässer sind als perennierend oder bis in den Hochsommer wasserführend einzustufen. Nur Gewässer 10 trocknet jährlich aus. Von den Referenzgewässern liegen drei Teichfrosch-, jedoch keine Reproduktionsnachweise vor.

Eine nähere Artbestimmung wurde wie bei den Vorgängeruntersuchungen nicht durchgeführt. Allerdings wurde in den vorausgehenden Untersuchungsjahren ausschließlich der Teichfrosch dokumentiert. Seefrosch und Kleiner Wasserfrosch sind im UG und in den angrenzenden Messtischblattquadranten bisher nicht nachgewiesen. Die nächstgelegenen Vorkommen liegen im MTB 4008-3, gut 10 km südöstlich des UG.

Interpretation der Ergebnisse

Der Teichfrosch ist im UG seit 1989 bekannt. Geringe Reproduktionsnachweise mit maximal 10 Laichballen lagen bisher nur für Gewässer 9 vor (1995, 2000, 2002). Andere Laichgewässer sind vor 2017 nicht bekannt gewesen. Neben Gewässer 9 gelangen in der Vergangenheit insbesondere an Gewässer 3 regelmäßig Nachweise von Einzeltieren und 2002 wurden Tiere an insgesamt vier Referenzgewässern (3, 5, 9, 10) gesichtet (vgl. SCHERWAß et al. 2007)

Die aktuelle Untersuchung zeigt, dass sich der Teichfrosch im Vergleich zu 2002 kaum weiter im UG ausgebreitet haben. Die Bestände an drei Gewässer scheinen mehr oder weniger etabliert, zwei Gewässer wurden aufgegeben und zwei neu besiedelt. Gewässer 5 wurde vom Teichfrosch, wie auch von der Erdkröte und dem Grasfrosch aufgegeben. An Gewässer 3 gelang ebenfalls kein neuer Nachweis. Demgegenüber wurden 2017 und 2018 erstmals Einzeltiere an Gewässer 7 beobachtet und verhört. An Gewässer 10, wo 2002 erstmals einzelne Teichfrösche gesichtet wurden, wurden auch in beiden Jahren der aktuellen Untersuchung Einzeltiere nachgewiesen. Weitere Rufer wurden vom abgezaunten Teich auf dem südlich gelegenen Hof verhört. Während Teichfrösche am Sandfang bereits bekannt waren und dieses Vorkommen ebenfalls bestätigt werden konnte, liegt mit dem Laichnachweis an Gewässer E eine Neubesiedlung mit Reproduktion vor.

Insgesamt bevorzugt der Teichfrosch im UG Gewässer mit dauerhafter oder mindestens langanhaltender Wasserführung. Dieses Ergebnis entspricht auch den Beschreibungen von SCHMIDT & HACHTEL (2011) hinsichtlich der bevorzugten Laichgewässer in NRW. Alle Gewässer mit Teichfrosch-Nachweisen haben zumindest lokal einen dichten

Vegetationsbewuchs im Uferbereich ausgebildet, den die Tiere als Sichtschutz nutzen. Ufergehölze sind höchstens abschnittsweise ausgebildet, wodurch eine starke Besonnung der Gewässer gegeben ist. In einem Stillwasserarm im Sandfang gelang mit mehreren Teichfröschen der einzige Nachweis von Amphibien in einem Gewässer mit dauerhaftem Anschluss zur Berkel.

Eine genaue Artbestimmung des Teichfrosch-Klepton im UG bietet Gegenstand für zukünftige Untersuchungen.

Tabelle 19: Zahl der Teichfroschnachweise an den zehn Referenzgewässern (REF). Reproduktionsnachweise lagen bis 2002 nur für Gewässer 9 vor.

Jahr	1989	1992	1995	1998	2000	2002	2017	2018
Anzahl besiedelter REF	1	1	2	2	2	4	3	3

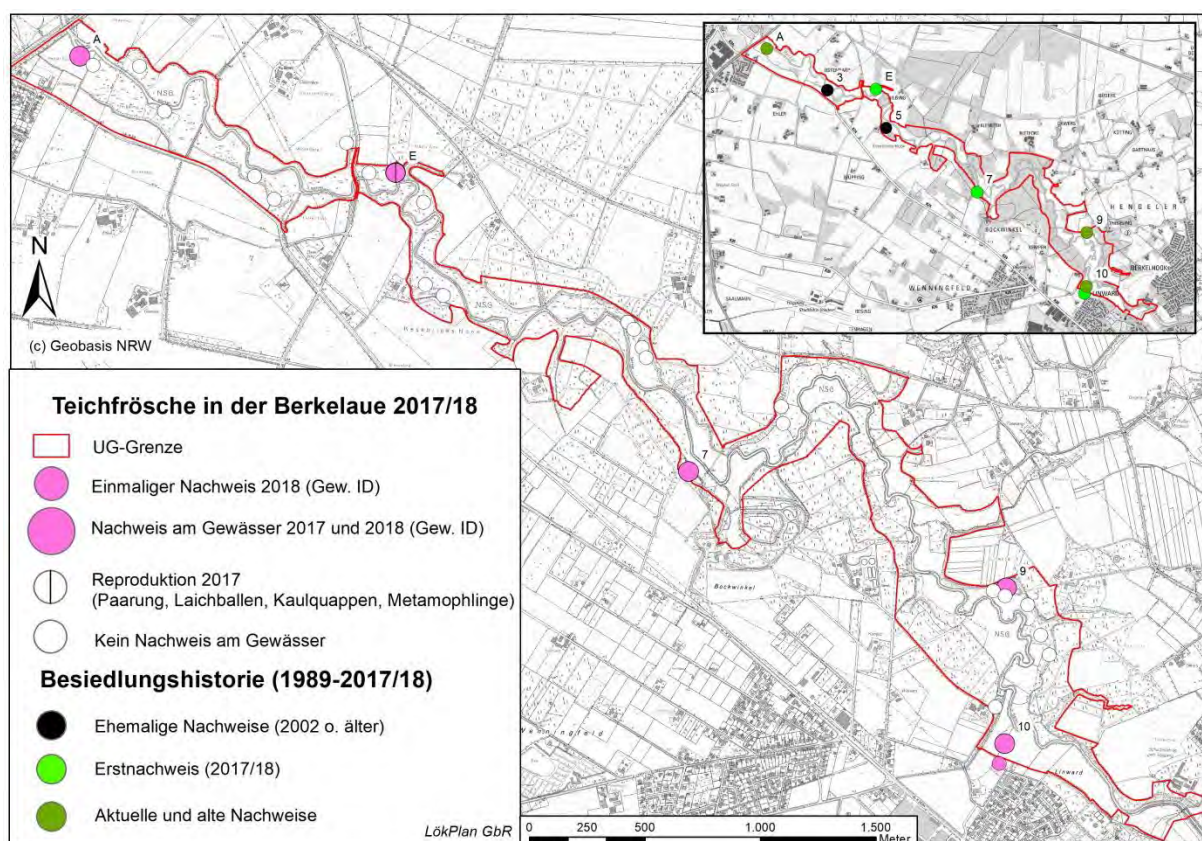


Abbildung 30: Teichfrosch-Nachweise (*Rana kl. esculenta*) im Rahmen des 2-jährigen Untersuchungszeitraumes. Die Nachweise verteilen sich über das gesamte UG, wobei nur für ein Gewässer ein aktueller Laichnachweis vorliegt. Perennierende Gewässer werden bevorzugt. Kleine Karte: Besiedlungshistorie des UG durch den Teichfrosch. Datengrundlage vor 2017/18: SCHERWAß et al. (2007). Quelle: Geobasis NRW: https://www.bezreg-koeln.nrw.de/brk_internet/geobasis/index.html

4.4.3.4 Molche

Während des 2-jährigen Monitorings wurden Molche in bzw. an zwei Gewässern nachgewiesen. Beide Gewässer liegen nördlich der Berkelaue. 2018 hielt sich ein einzelner männlicher Bergmolch in einem wasserführenden Schacht in unmittelbarer Nähe von Gewässer 6 auf.

Aufgrund der räumlichen Nähe wurde der Fund Gewässer 6 zugeordnet. Abkeschern und nächtliches Ableuchten von Gewässer 6 (sowie von weiteren ausgewählten Gewässern) erbrachte jedoch keine weiteren Nachweise.

2017 wurden Molchlarven in Gewässer E nachgewiesen. Eine zweifelsfreie Bestimmung konnte nicht erfolgen. Auch hier konnten durch intensives Abkeschern und nächtliches Ableuchten keine adulten Molche gefangen werden. Auch 2018 wurden an Gewässer E trotz gezielter Nachsuche keine weiteren Molche dokumentiert.

Interpretation der Ergebnisse

2017/18 gelangen im UG nur wenige Molchnachweise. Während ein Nachweis dem Referenzgewässer 6 zugeordnet wird, erfolgte an einem neu untersuchten Gewässer (E) die Dokumentation von zahlreichen Molchlarven. Eine nähere Bestimmung erfolgte nicht, da im Rahmen der Vorläuferuntersuchungen seit 1989 ausschließlich Berg- und Teichmolch im UG nachgewiesen wurden, gehören die Larven vermutlich einer der beiden Arten an. Während Gewässer 6 dauerhafte Wasserführung aufweist, fiel Gewässer E nur im zweiten Untersuchungsjahr etwa ab Mitte Juli 2018 trocken. Es ist demnach gut möglich, dass die 2017 dort nachgewiesenen Larven auch die Metamorphose vollendeten.

Durch Abkeschern und nächtliches Ableuchten wurden insbesondere tiefere, länger oder dauerhaft wasserführende Gewässer in beiden Untersuchungsjahren auf Molchvorkommen untersucht. Wasserfallen wurden nicht eingesetzt, stellen jedoch für künftige Untersuchungen in der Berkelaue eine lohnenswerte Option für Molchnachweise dar.

In den Vorgängeruntersuchungen wurde der Bergmolch an insgesamt vier Gewässer (2, 3, 8, 9) nachgewiesen. Dabei gelang der Erstnachweis 1995 und ein Reproduktionsnachweis gelang nur an Gewässer 3. Der Teichmolch wurde erstmals 1998 in Gewässer 2 dokumentiert. Daneben gelang 2000 ein weiterer Nachweis in Gewässer 3. Ein Reproduktionsnachweis gelang nicht.

Während Gewässer 3, 8 und 9 weiterhin grundsätzlich als Laichgewässer für beide Molcharten geeignet erscheinen, hat Gewässer 2 aufgrund von Sukzession, Verlandung und einem Wechsel zu temporärer Wasserführung an Lebensraumpotenzial verloren. Darüber hinaus hat ein Großteil der untersuchten Gewässer eine geringe Flächenausdehnung und temporäre Wasserführung. Dies entspricht weniger den vom Teichmolch im Kreis Borken präferierten „mittelgroßen Gewässern“ (THIESMEIER et al. 2011).

Aufgrund der kleinen Datengrundlage sind Aussagen zur Bestandsentwicklungen im UG kaum möglich. Bisher sind keine eindeutigen Gründe für die geringe Besiedlungsdichte des UG durch Molche bekannt. Daten für die Zeit vor 1989 fehlen (SCHERWAß et al. 2007). Da beide Molcharten erst im Laufe der systematischen Berkeluntersuchungen und auch nur in geringen Individuenzahlen nachgewiesen wurden (Bergmolch: 1995, Teichmolch: 1998), handelt es sich vermutlich um ein frühes Besiedlungsstadium, das sich gegen regelmäßig wiederkehrende Störeffekte wie z. B. die Verdriftung von Laich und Larven sowie den Eintrag von aquatischen Fressfeinden in die Laichgewässer durch frühjährliche Hochwässer etablieren muss (vgl. SCHERWAß et al. 2007).

Durch die visuelle Kontrolle aller Gewässer sowie das Abkeschern und das nächtliche Ableuchten von Gewässern mit hohem Habitatpotenzial ist eine Untersuchungsmethodik gewählt worden, die grundsätzlich gut geeignet ist, um Molchpopulationen nachzuweisen. Insbesondere bei größeren, schlecht einsehbaren Gewässern und geringen Populationsgrößen ist jedoch nicht auszuschließen, dass Tiere übersehen werden. Für detailliertere

Untersuchungen zu Molchen sollten Wasserfallen eingesetzt werden, allerdings steigt hier auch der zeitliche Aufwand. Weiterhin könnten vorlaufend zu den Geländebegehungen (im Idealfall mehrere Monate vorher) künstliche Tagesverstecke (z.B. Schalbretter) in Gewässernähe ausgelegt werden, um die Nachweiswahrscheinlichkeit zu erhöhen.

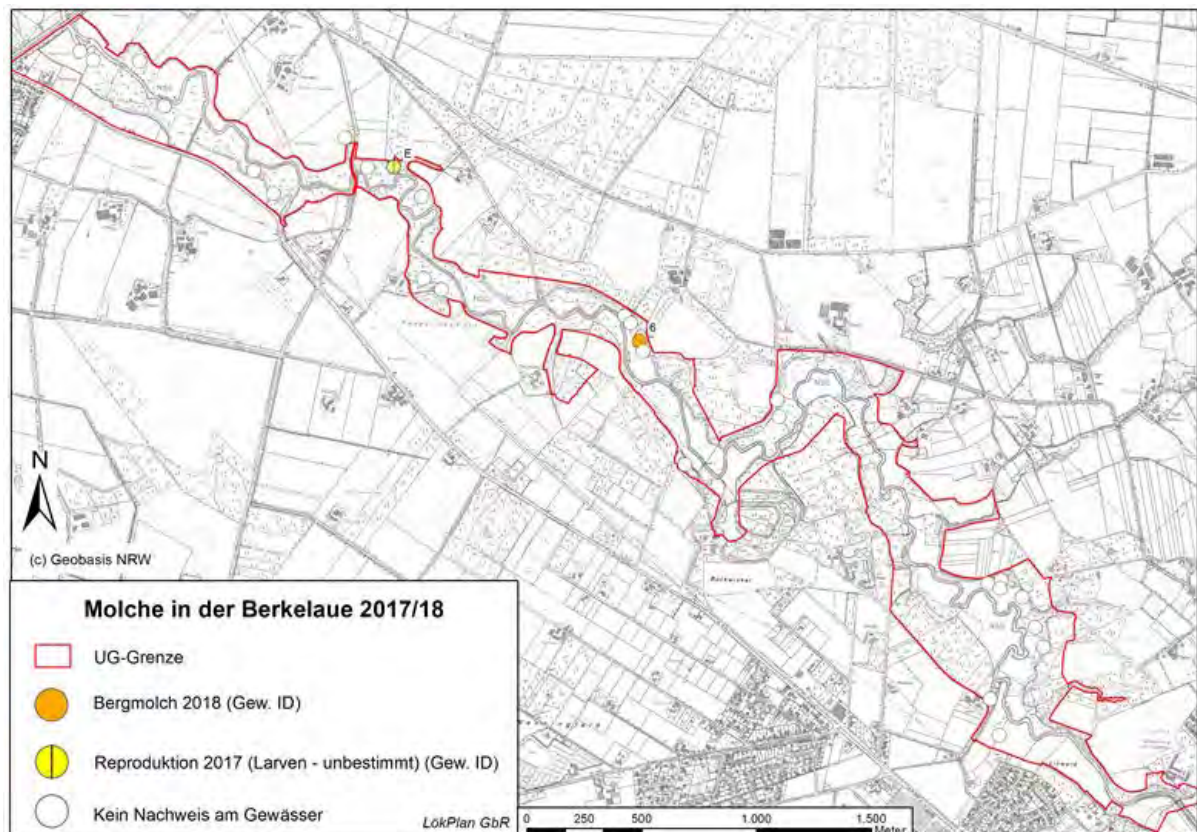


Abbildung 31: Molch-Nachweise im Rahmen des 2-jährigen Untersuchungszeitraumes. Während 2017 in einem Gewässer zahlreiche Molchlarven (vermutl. Berg- o. Teichmolch) nachgewiesen wurden, erfolgte 2018 der Einzelnachweis eines Bergmolch-Männchens in einem wassergefüllten Schacht nahe Gewässer 6. Quelle: Geobasis NRW: https://www.bezreg-koeln.nrw.de/brk_internet/geobasis/index.html

4.4.3.5 Zusammenfassung

Insgesamt wurden 27 Gewässer im Rahmen der zweijährigen Untersuchung auf Amphibienvorkommen kontrolliert. Dazu gehören auch die zehn Referenzgewässer. Insgesamt konnten die Erdkröte, der Grasfrosch, der Teichfrosch sowie der Bergmolch nachgewiesen werden. Da der Teichmolch nicht sicher nachgewiesen wurde (ggf. Larven in einem Gewässer), hat sich die Zahl der im UG nachgewiesene Arten im Vergleich zu den Untersuchungen 1998 bis 2002 um eins verringert und liegt damit wieder auf dem Niveau vor 1998. Eine gezielte Nachsuche nach Laubfrosch und Knoblauchkröte blieb in beiden Jahren ohne Erfolg.

Tabelle 20: Anzahl nachgewiesener Amphibienarten im UG zwischen 1989 und 2017/18.

Jahr	1989	1992	1995	1998	2000	2002	2017/18
Anzahl nachgewiesener Amphibien	3	3	4	5	5	5	4

Auf Basis der Verbreitungskarten vom Handbuch der Amphibien und Reptilien NRW kommen in den Messtischblattquadranten 3907-3 (Großteil des UG) und 4007-1 (kleiner Teil des UG im Südosten) insgesamt acht Amphibienarten vor, wobei für den Kammmolch nur ein Nachweis bis 1992 vorliegt. (AK AMPHIBIEN & REPTILIEN NRW 2011). Neben den fünf bisher im UG nachgewiesenen Arten und dem bereits erwähnten Kammmolch gibt es Nachweise für Kreuzkröte und Moorfrosch. Für die Kreuzkröte besitzt das UG sowohl in der jetzigen als auch in der künftig geplanten Gestalt (Auwald-Entwicklung und Grünlandbewirtschaftung) eine mangelnde Habitateignung. Ebenfalls unwahrscheinlich ist eine Besiedelung des UG durch den Moorfrosch, da die von der Art benötigten meso- bis oligotrophen Gewässer (z.B. Heideweiher, Moore) in der Berkelaue fehlen. Somit ist das potentielle Artenspektrum so gut wie erschöpft.

Tabelle 21: In den MTB-Q 3907-3 und 4007-1 nachgewiesene Amphibienarten (AK AMPHIBIEN & REPTILIEN NRW 2011).

TM: Teichmolch, BM: Bergmolch, KM: Kammmolch, KK: Kreuzkröte, EK: Erdkröte, GF: Grasfrosch, MF: Moorfrosch, WFK: Wasserfrosch-Komplex. * Nachweise zu Seefrosch und Kleiner Wasserfrosch liegen nach den Verbreitungskarten (sowohl bis 2010 als auch in den aktualisierten Karten (Kartierstand 1.11.2016) des AK Amphibien & Reptilien NRW nicht vor.

Art	TM	BM	KM	KK	EK	GF	MF	WFK*
Nachweis	1993-2010	1993-2010	1981-1992	1993-2010	1993-2010	1993-2010	1993-2010	1993-2010

Der Grasfrosch ist mit Abstand die häufigste Art im UG und nutzt das gesamte Spektrum vorhandener Gewässer zur Reproduktion. Ebenfalls häufig aber begrenzter in der Wahl der Laichgewässer ist die Erdkröte. Sie nutzt vorzugsweise perennierende Gewässer zur Fortpflanzung. Teichfrösche kommen ebenfalls im gesamten UG vor, allerdings in geringer Individuenzahl und nur an insgesamt fünf Gewässern. Reproduktion ist nur an einem Gewässer für 2017 belegt. Molche konnten im UG nur in bzw. an zwei Gewässern nachgewiesen werden. Während die Bestände der drei erstgenannten Arten(-Gruppen) im Vergleich zu den Vorgängeruntersuchungen stabil zu sein scheinen (Belastbare Datengrundlage für quantitative Aussagen allerdings nur beim Grasfrosch), können aufgrund unzureichender Datengrundlage (durchgängig sehr wenige Nachweise) keine Trends bei den Molchen abgeleitet werden. Zwei Referenzgewässer haben seit der letzten Untersuchung 2002 eine Veränderung von dauerhafter zu temporärer Wasserführung durchlaufen. Als mögliche Ursachen können hier Sukzession und Verlandung, Grundwasserabsenkung oder erhöhte Verdunstung genannt werden. Insgesamt gibt es im UG deutlich mehr temporäre als perennierende Gewässer. Von besonderer Bedeutung mit mindestens zwei reproduzierenden Amphibienarten sind die Gewässer 3, 6, 7, 8 und 9. Als artenreichstes Amphibiengewässer stellt sich allerdings Gewässer E dar, ein 2017/18 erstmals untersuchter Tümpel in einem Röhrichtbestand.

Das NSG Berkelaue stellt insgesamt ein wertvolles Rückzugsgebiet für in NRW (noch) häufige Arten dar. In NRW in den letzten Jahren beobachtete negative Bestandstrends beim Grasfrosch (GEIGER et al. 2018a, SCHLÜPMANN et al. 2011) schlagen sich bisher nicht im UG nieder. Im Rahmen des Monitorings wurde jedoch auch deutlich, dass an der Grenze des NSG bzw. an der Terrassenkante eine intensiv genutzte Agrarlandschaft mit den dazugehörigen negativen Effekten für Amphibien sowie die nachfolgend betrachteten Artengruppen beginnt. Durch Windverdriftung und Auswaschung von Dünger, Herbiziden, Insektiziden, etc. erfolgen auch Einträge in das NSG mit entsprechend eutrophierenden bzw. toxischen Wirkungen. Die Strukturarmut der angrenzenden (Acker-)Flächen führt zudem zu einer

Isolierung des NSG und erhöht die Bedeutung der Berkelaue im Biotopverbund. Perspektivisch könnte eine Besiedelung des UG durch die Knoblauchkröte und den Laubfrosch erfolgen. Geeignete Lebensräume erscheinen vorhanden.

Tabelle 22: Übersicht zu Artnachweisen an allen zehn Referenzgewässern sowie einem weiteren, besonders artenreichen Gewässer (E) im Rahmen des 2-jährigen Monitorings (2017/18). A: Anwesend, R: Reproduktionsnachweis.

Art	Gewässer										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	E
Erdkröte	-	-	R	-	-	R	R	R	R	-	R
Grasfrosch	R	R	R	R	-	R	R	R	R	R	R
Teichfrosch	-	-	-	-	-	-	A	-	A	A	R
Molche	-	-	-	-	-	A	-	-	-	-	R

Hochwasserdynamik führt im Frühjahr zur Überspülung von Gewässern, sodass Laich und Larven verdriftet werden können. Zudem gelangen durch Überflutungen Fische in die Kleingewässer (Hechte, Forellen), die den Amphibien nachstellen (SCHERWAß et al. 2007).

Amphibien haben von der Wiedervernässung (z. B. Entfernung von Drainagen) der Aue profitiert. Frühjährliche Hochwässer fördern durch Überstauung und Ausformung von Mulden (nur sehr bedingt) das Angebot temporärer Gewässer. Es ist weiterhin davon auszugehen, dass Nutzungsextensivierung und Strukturanreicherung einen positiven Effekt auf die Wirbellosen-Fauna haben, was eine verbesserte Nahrungsgrundlage für die Amphibien zur Folge hat (SCHERWAß et al. 2007). Da die Berkel im UG bis zu 3 m tief in die Aue eingeschnitten ist, ist eine Kopplung von Berkel und Aue nur bedingt erfolgt. Es ist davon auszugehen, dass die Berkel insbesondere in längeren Trockenperioden eine entwässernde Wirkung auf die Aue hat, da dann der Grundwasserspiegel zur Berkel hin absinkt. Darüber hinaus lässt der tiefe Berkeleinschnitt geländeverändernde Prozesse in der Aue kaum zu. Hierdurch ist die Neuentstehung von Kleingewässern im Vergleich zum Verlust durch Verlandung und Auwaldsukzession möglicherweise benachteiligt, sodass es langfristig zu einem Verlust insbesondere von temporären Kleingewässern kommen könnte. Vor diesem Hintergrund stellt sich die Frage, ob Maßnahmen zur Optimierung oder Anlage von Kleingewässern durchgeführt werden sollten.

4.5 Libellen

BEARBEITUNG: K.-J. CONZE, M. MAUSE, D. JABLOTSCHKIN – LÖKPLAN

4.5.1 Vorbemerkung

Die bisherigen, vorlaufenden faunistischen Kartierungen zu den Libellen zur Evaluierung der Renaturierungsmaßnahmen an der Berkel konzentrierten sich auf die Erfassung der Gebänderten Prachtlibelle (*Calopteryx splendens*), als Charakterart langsam fließender Fließgewässer. Da sich in der Zwischenzeit (2002 - 2017) gerade die Gebänderte Prachtlibelle bundes- und landesweit nahezu flächendeckend sehr gut entwickelt hat und auch im Münsterland an den Fließgewässern weit verbreitet und häufig ist, war mit der ursprünglichen Methode nicht zu erwarten, neue Erkenntnisse gewinnen zu können. Daher wurde die Methode so umgestellt, dass nun das gesamte Inventar der Libellen in der Berkel erfasst werden konnte. Ziel der zweijährigen Untersuchung war die Feststellung des Gesamtinventars, der bodenständigen Arten sowie ggf. fehlenden Arten und eine Bewertung vor dem Hintergrund des Potentials im Naturraum. Diese Ergebnisse werden mit Entwicklungen der Gewässerrenaturierung gemeinsam analysiert und bewertet.

4.5.2 Methoden

Die Libellen wurden 2017 und 2018 im Rahmen von je sechs teilweise zweitägigen Begehungen von Ende April bis Mitte September untersucht. Die Begehungen fanden ganztägig (vor Ort ca. 8:00 – 17:00 Uhr) bei möglichst günstiger Witterung (> 15 °C, sonnig bis gering bewölkt, maximal schwachwindig und ohne Niederschlag) statt. Die Reihenfolge, in der die Probestellen kontrolliert wurden, wechselte dabei ab. Kontrolliert wurden 10 Probestellen (je ca. 50 m mit zentralen 10 m Abschnitten zur zusätzlichen Exuviensuche). An den Probestellen wurden über je 20 Minuten die Imagines festgestellt und getrennt nach Arten mit ihrer Abundanz und den zu beobachtenden Verhaltensweisen (patrouillierend, revierend, Paarung, Eiablage, Schlupf, Sonstiges) dokumentiert. In einem 10 m langen und bis 3 m breiten Uferstreifen wurden Exuvien gesucht und aufgesammelt. Es wurden acht Probestellen (nähere Beschreibung s.u.) entlang der Berkel (inklusive des Sandfangs = Probestelle 1) und zwei Stillgewässer unmittelbar neben der Berkel (neu angelegtes Kleingewässer = Probestelle 4) und die ehemalige Fischteichanlage südlich der Berkel (= Probestelle 6) untersucht.

Für die Ergebnisdarstellung wurde aufgenommen: I = Imagines (mit Status und Anzahl der beobachteten Individuen, ggf. Abundanzklassen), Ex = Exuvien mit Anzahl, Status: S = Sonstiges, R = Revierverhalten, P = Paarung, T = Tandem, E = Eiablage, Sch = Schlupf und Jf = Jungfernflug. Als bodenständig gelten Beobachtungen mit Nachweisen von Schlupf, Jungfernflug oder Exuvienfunden. Potentiell bodenständig wurden Beobachtungen gewertet mit Eiablage sowie Revierverhalten, Tandem und Paarung bei jeweils mehr als 10 Individuen, alle anderen Beobachtungen wurden als nicht bodenständig eingeordnet.

Durch die starke Eintiefung der Berkel und die damit verbundenen sehr steilen Ufer ist die Exuviensuche stark eingeschränkt. Hier ist zukünftig eine stärkere Einbindung der Makrozoobenthosuntersuchungen, bei der auch die Libellenlarven miterfasst werden, geeignet.

Kartenmaterial und Rohdaten sind im digitalen Anhang enthalten.

Tabelle 23: Beschreibung der Probestellen (Stationierung = offizielle Gewässerstationierung nach ELWAS NRW, die Stationierung bzw. Koordinate gibt jeweils den Mittelpunkt des 50 bzw. 10 m – Abschnittes wieder)

Probestelle	Kurzbeschreibung
1	Sandfang, offen und sonnenexponiert, eher Stillgewässercharakter aber häufiger überströmt
2	Stauwurzelbereich östlich Vreden, Abschnitt zw. „Peerboom“ & „Hogeweg“, wechselnd offen und beschattete (Weidengalerie) nahezu gerade Strecke mit tief eingeschnittener Berkel
3	Brücke Barenborg (am „Lütken Esch“)
4	Neu angelegtes Kleingewässer nördlich der Berkel, östlich der Brücke Barenborg, bei „Stadts-Vree“, junges (erst wenige Jahres altes) offenes Kleingewässer (Tümpel, ca. 80 qm) in feuchter Hochstaudenflur
5	Berkelschleife südl. „Stadts-Vree“ westlich Hillbing, Bereich „Otterrutsche“, großer Berkelbogen am und im Auwaldkomplex
6	Ehemalige Fischteichanlage nördlich Wessendorfer Mark südlich der Berkel, zwei größere nicht mehr genutzte Fischteiche
7	Berkel nördlich Wessendorfer Mark bzw. der Fischteiche, überwiegend offen, Uferhochstaudensäume, tief eingeschnitten
8	Mäander nördl. „Borgerswieske“ (nordöstlich Kemper) mit gut ausgebildetem Prallhang (ca. 40 m Steilwand) und Gleithang (Südseite mit ca. 8 m breiter Sandbank), teilweise Badebetrieb
9	Mäander östl. „Nie Maut“ südwestlich Theßeling, wechselnd offener und beschatteter Abschnitt
10	Berkelabschnitt im Grünland östlich Leuner, offen, tief eingeschnitten

4.5.3 Ergebnisse

Im Rahmen der zweijährigen Libellenerfassung konnten im UG an der Berkel insgesamt 19 Libellenarten festgestellt werden. Davon sind 12 Arten als bodenständig in der Berkel anzusehen. Fünf weitere Arten (u.a. *Sympecma fusca*) konnten nur in der Aue an Stillgewässern festgestellt werden und von zwei Arten (*Cordulia aenea* und *Libellula depressa*) gab es keine Hinweise auf eine Bodenständigkeit im UG).

Die Verteilung der Arten auf die Probestellen (zusammengefasst für 2017 und 2018 mit dem „höherwertigen“ Status bzgl. der Bodenständigkeit, die aufgegliederten Detaildaten werden als Anhang bereitgestellt) zeigt die folgende Tabelle:

Tabelle 24: Vorkommen der festgestellten Arten an den Probestellen im UG. ○ = Imagines, ● = Nachweis von Schlupf, Jungfernflug oder Exuvie, farblich hinterlegt = Bodenständigkeit anzeigendes Verhalten

Art	Probestellen									
	P 1	P 2	P 3	P 4	P 5	P 6	P 7	P 8	P 9	P 10
Zygoptera										
<i>Calopteryx splendens</i>	○	●	●	○	○	○	●	●	●	○
<i>Sympecma fusca</i>						○				
<i>Coenagrion puella</i>	○							●		○
<i>Enallagma cyathigerum</i>	○			●		●				
<i>Erythromma najas</i>				○		●				
<i>Ischnura elegans</i>	●			●		●	○	●		○
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	●			●		●		○		
<i>Platycnemis pennipes</i>	●	○	●	○	○	●	●	●	●	●
Anisoptera										
<i>Aeshna cyanea</i>	○		○	●		●	○			
<i>Aeshna mixta</i>	○	●	○	○		●	○		○	○
<i>Anax imperator</i>	○			●	○	●	○	●		○
<i>Anax parthenope</i>	○	○						●		○
<i>Gomphus vulgatissimus</i>								●		
<i>Cordulia aenea</i>						○				
<i>Libellula depressa</i>	○			○		○		○		○
<i>Orthetrum cancellatum</i>	●			○		●		●		○
<i>Sympetrum sanguineum</i>	○			●		●		○		○
<i>Sympetrum striolatum</i>	○			●		●		○		○
<i>Somatochlora metallica</i>	○	○				○		○		

4.5.3.1 Beschreibung der Libellenvorkommen an den einzelnen Probestellen

P1 – Sandfang: Aufgrund der besonderen Strukturen mit flachen ruhigen Gewässerabschnitten und offen sonnenexponierten Uferbereichen mit Rohboden sehr artenreich und mit vielen typischen Stillwasserarten. Schwerpunkt von *O. cancellatum* und den beiden Heidelibellenarten. *Gomphus pilchellus* konnte nur als Gast festgestellt werden.

P2 – Stauwurzel: Neben *C. splendens* treten hier vor allem *A. mixta* und *S. metallica* auf. Letztere Art ist allerdings nur potentiell bodenständig festgestellt worden. *Platycnemis pennipes* tritt in den beschatteten Bereichen zurück und konnte hier nur vereinzelt beobachtet werden.

P3 – Brücke Barenborg: Unter der Brücke konnten gut Exuvien gesammelt werden und belegen die Bodenständigkeit von *C. splendens* und *P. pennipes* in diesem Abschnitt. Von *A. cyanea* und *A. mixta* konnten nur patrouillierende Männchen beobachtet werden.

P4 – Kleingewässer: Artenreich und von Stillgewässerarten dominiert. Gute Bestände von *C. puella* und *E. cyathigerum*, kleinere Vorkommen von *S. sanguineum* und *S. striolatum*.

P5 – Berkel am Auwald: Aufgrund der Beschattung nur potentiell bodenständig von *C.*

splendens besiedelt, *P. pennipes* ohne Hinweis auf mögliche Bodenständigkeit.

P6 – ehemalige Fischteiche: Sehr wichtiges Libellengewässer im UG, zahlreiche Arten und größere bodenständige Vorkommen insbesondere der Stillgewässerarten, einziges Vorkommen von *S. fusca*.

P7 – Berkel nördlich der Fischteiche: Typischer Abschnitt dominiert von *C. splendens* und *P. pennipes*, daneben einige Gastbeobachtungen von Arten, die in den benachbarten Fischteichen reproduzieren.

P 8 – Prall- und Gleithang „Kemper“: Sehr wichtiger Berkelabschnitt mit sehr gut ausgeprägten typischen Fließgewässerstrukturen, Schwerpunkt vorkommen (mit Exuvien nachweisen) von *G. vulgatissimus* und *G. pulchellus*. Durch Freizeitnutzung beeinträchtigt.

P 9 – Berkel bei Theßeling: Repräsentativer Berkelabschnitt mit fast ausschließlichem Vorkommen von *C. splendens* und *P. pennipes*.

P 10 – Berkel im Grünland östlich Leuner: Artenreich durch Gastvorkommen aufgrund eines südlich gelegenen Blänkenbereiches. Schwerpunkt für *P. pennipes*, *C. splendens* tritt hier zurück (vermutlich weniger günstige Larvalhabitate aufgrund fehlender Wurzelbereiche von Ufergehölzen).

4.5.3.2 Beschreibung ausgewählter Arten

Calopteryx splendens – Mit *P. pennipes* die dominierende Art an der Berkel. Entlang der gesamten Strecke verbreitet und fast durchgehend bodenständig, durch die lange Flugzeit von Mai bis August kann man auf eine sehr große Population schließen. Streut von der Berkel in die Aue und sicher auch darüber hinaus.

Platycnemis pennipes – Neben der *C. splendens* die dominierende Art an der Berkel und ebenso verbreitet und häufig. Besiedelt noch stärker die eher offenen Bereiche im Osten und tritt in beschatteten Abschnitten zurück. Besiedelt auch Stillgewässer in der Aue und streut ähnlich wie *C. splendens*, hat aber eine etwas geringere Reichweite.

Gomphus pulchellus & *G. vulgatissimus* – Die wenigen Beobachtungen lassen darauf schließen, dass die Bedingungen für diese Arten nicht optimal sind. Es gelangen nur Exuvienfunde an Probestelle 8. Die Ausbildung solcher Strukturen (auch durch Sturzbäume) ist bislang nur in geringem Maße entwickelt, eventuell spielen auch Beeinträchtigungen durch den Badebetrieb an potentiell geeigneten Standorten eine Rolle.

Sympecma fusca – Diese Art breitet sich gerade im gesamten Flachland von NRW deutlich aus und so passt der Neufund für die Berkelaue an den Fischteichen in dieses Bild.

Erythromma najas - Eigentlich typische Auenart, die aber auf Schwimmblattvegetation angewiesen ist und in der Berkelaue nur wenige geeignete Standorte findet. Dies deutet auf den Mangel an typischen Auengewässern.

4.5.3.3 Unterschiede in den Jahren 2017 und 2018

Der Witterungsverlauf in den beiden Untersuchungsjahren war sehr unterschiedlich. Während das Frühjahr 2017 sehr trocken und der Sommer eher kühl und regnerisch war, war das Frühjahr 2018 nass und teilweise kühl und dagegen der Sommer ab etwa Ende Mai, Juni sehr warm und lange völlig trocken. Da die Berkel durchgehend Wasser führte betrafen diese

Witterungsunterschiede weniger die Larven. Bei den Imagines waren die Abundanzen allerdings in 2017 durchschnittlich geringer und gerade bei den typischen Fließgewässerarten *C. splendens* und *P. pennipes* im Verlauf von 2018 sehr hoch. Dafür wurden im September nur noch sehr wenige Tiere beobachtet.

4.5.3.4 Interpretation der Ergebnisse

Insgesamt ist das Arteninventar der Libellen in der Berkel im untersuchten Abschnitt als durchschnittlich zu bewerten. Qualitativ entspricht es dem zu erwartenden Inventar ohne besondere Artenvorkommen oder -defizite. Hervorzuheben ist der aktuell gute Bestand bei den typischen Fließgewässerarten *C. splendens* und *P. pennipes*. Zudem weist die Berkel ein Entwicklungspotential für die Besiedlung durch weitere Arten auf. Bemerkenswert ist das Fehlen von Lestiden-Arten, zumindest die Weidenjungfer (*Chalcolestes viridis*) wäre auch an der Berkel bzw. in ihrer Aue zu erwarten, die Habitate erscheinen gut geeignet.

Im Vergleich zu ausgebauten bzw. nicht renaturierten Abschnitten der Berkel weist das UG ein artenreicheres Inventar an Libellen mit typischen Fließgewässerarten auf. Insbesondere die starken Populationen von *Calopteryx splendens* und *Platycnemis pennipes* bilden für den regionalen Biotopverbund eine nachhaltige Basis. An geeigneten Abschnitten treten mit den Gomphiden *G. pulchellus* und *G. vulgatissimus* noch zwei weitere typische Fließgewässerarten hinzu. Ihre Bestände sind klein, aber die besiedelten Abschnitte sind geeignete Habitate, so dass ein dauerhaftes Vorkommen gesichert erscheint. Aufgrund der mit der Renaturierung einhergehenden Zunahme an verschiedenen Gewässerstrukturen entlang der Berkel sind auch etliche weitere Arten in der Berkel selbst reproduktiv. Vor allem im westlichen Abschnitt mit geringeren Fließgeschwindigkeiten lassen sich Arten wie *Ischnura elegans* und *Anax imperator*, die vermutlich in den Stillgewässern in der Aue (weniger wahrscheinlich dem Umland) ihren Schwerpunkt haben, in der Berkel nachweisen.

Mehrere für Fließgewässer wie die Berkel typische Arten konnten nicht festgestellt werden:

Die Blauflügel-Prachtlibelle (*Calopteryx virgo*) ist aktuell landesweit in Ausbreitung begriffen. Sie stellt höhere Ansprüche an den Sauerstoffgehalt der Larvalhabitate als *C. splendens* und ist daher im Flachland sehr stark zurückgegangen und erobert dieses Terrain nur langsam zurück. Es gibt aber Vorkommen im Münsterland und den weitergehenden Renaturierungsprojekten entlang der Berkel. Die Entwicklung von Auwaldstrukturen mit einhergehender Beschattung und Abkühlung von Fließgewässerabschnitten fördert diese Art und ihre Ausbreitung. Das Erreichen dieses Berkelabschnitts und ihre Etablierung hier wäre eine zukünftige Entwicklung, die die positive Wirkung der Renaturierung zusätzlich belegen könnte.

Dies gilt auch für die Grüne Flussjungfer, die noch vor wenigen Jahren in NRW als ausgestorben galt. Zunächst im Rheinland (Rur, Erft, Wupper), nun aber auch schon im Münsterland (Lippeaue bei Soest) hat sich die typische Fließgewässerlibelle wieder in einigen Flusssystemen etabliert – an der Lippe bzw. gerade auch in den dort renaturierten Abschnitten. Auch die Lippe ist ein sandgeprägter Fluss und geeignete Habitate sind – wenn auch aktuell nur punktuell und kleinflächig – an der Berkel ausgebildet. So kann auch die Grüne Keiljungfer als zukünftige Zielart für die Berkel angesehen werden.

Die letzte Art in diesem Kontext ist der Spitzenfleck, der typischerweise in älteren Sukzessionsstadien befindliche Auengewässer, aber auch geeignete Fließgewässerabschnitte (Ufergehölgalerien mit geringerer Strömung und aquatischer Vegetation) besiedelt. Auch diese Art konnte in den vergangenen Jahren wieder im Münsterland festgestellt werden und ist auch ein Kandidat zur Besiedlung der Berkelaue.

4.5.4 Diskussion und Ausblick

Die Ergebnisse der Libellenkartierung geben für die Evaluierung der Berkel-Renaturierung zwei wesentliche Hinweise:

Das eingeschränkte, „nur“ durchschnittliche Arteninventar verdeutlicht die Defizite der Renaturierung. Dadurch, dass die Berkel sehr tief eingeschnitten ist und Uferbefestigungen nicht entfernt wurden, sondern „nur“ nicht instandgesetzt wurden, verstärkt sich die Sohlerosion noch. Deutliche Seiten-Erosion findet nur abschnittsweise und punktuell statt. Die Berkel kommt nur selten in die Breite und entwickelt auch keine ausreichende Dynamik für eine ursprünglich typische stärkere Mäandrierung und Abschnürung von Altarmen. Auch der Kontakt zur Aue bleibt beschränkt und zu überwiegenden Zeiten im Jahr wirkt die Berkel aufgrund der Tieflage als Entwässerung der Aue. So bleiben verschiedene wichtige Gewässerstrukturen wie Prall- und Gleithänge mit entsprechenden Steilwänden sowie Sandbänken ebenso begrenzt und isoliert wie entsprechende Auenstrukturen (Altarme, Altwasser, Flutrinnen, Blänken etc.). Durch die Entnahme von Sturzbäumen gehen auch wichtige Ausgangspunkte für die Bereicherung der Sohlstrukturen (Auffächerung der Sedimentfraktionen und Sohlsubstrate durch die Differenzierung der Strömung bzw. die Initiierung von Strömungsvielfalt etc.) verloren. Dies hat Einfluss auf die Libellenfauna. Gerade für die o.g. Arten *O. cecilia* oder auch *C. virgo* und *L. fulva* sind diese Strukturen wichtige Besiedelungsfaktoren.

Sehr positiv – vor allem gegenüber anderen, nicht renaturierten Berkelabschnitten und entsprechenden Strecken weiterer Fließgewässer – ist aber die quantitative Ausstattung hervorzuheben. Nicht nur durch die Verbesserung der Gewässergüte, sondern durch eine deutliche Verbesserung der Uferstrukturen durch die Pufferstreifen und Ufersukzession sind die Bedingungen für viele Libellenarten (Reife- und Jagdhabitate der Imagines, Schlupfhabitate und Rückzugsräume bei Schlechtwetterperioden etc.) besser geworden und so erklären sich auch die großen, stabilen Populationen von *C. splendens* und *P. pennipes*. Hier wirkt die renaturierte Berkel als wichtiges Spenderhabitat für einen regionalen Verbund der Libellenpopulationen.

Im Ausblick ist vor allem die weitere Entwicklung der Gehölze des „Auwaldes“ zu sehen, die durch eine zunehmende Beschattung zukünftig abschnittsweise bestimmte Möglichkeiten für die beiden o.g. Arten reduziert, dafür aber ggf. günstigere Bedingungen für *C. virgo* und eventuell weitere Arten schafft.

Wichtige Maßnahme aus Sicht der Libellen ist ein abgestimmtes Management für die Sturzbäume. Hier ist ein Dialog mit dem Hochwasserschutz zu suchen. Sturzbäume sollten nur bei klarer Indikation (welche zu definieren wäre) entfernt werden. Dazu ist auch eine entsprechende Aufklärung der Anlieger notwendig, was bezüglich der Sturzbäume tatsächlich kritisch ist, auch darüber, wie man diese bei Hochwasser sichern kann, so dass der Hochwasserschutz ausreichend gewährleistet ist.

4.6 Heuschrecken

BEARBEITER: K.-J. CONZE, M. MAUSE - LÖKPLAN

4.6.1 Bisherige Heuschrecken-Untersuchungen

Im Rahmen der Vorgängeruntersuchungen zwischen 1989 und 2002 wurde der Erfolg der Renaturierungsmaßnahme bei den Heuschrecken allein über die Bestandsentwicklung der Kurzflügeligen Schwertschrecke (*Conocephalus dorsalis*) beurteilt, da deren Verbreitung mit Wiedervernässungsmaßnahmen (z. B. Entfernung von Drainagen) und Nutzungsextensivierung im Grünland positiv korreliert. Bis zum Jahr 2002 konnte die Art im Westen des UG ein zusammenhängendes Verbreitungsbild aufbauen und eine deutliche Zunahme der Individuenzahlen und besiedelten Flächen verzeichnen (vgl. SCHERWAß et al. 2007), sodass insgesamt von einer sehr positiven Entwicklung der Kurzflügeligen Schwertschrecke im UG auszugehen war. Im Erfassungszeitraum 2017/18 wurde der Untersuchungshorizont erweitert und eine Ermittlung des Gesamtarteninventars vorgenommen. Zentrale Fragestellung war, ob die Wiedervernässungsmaßnahmen und die Nutzungsextensivierung in der Berkelaue neben *Conocephalus dorsalis* auch zur Etablierung weiterer feuchteliebender (Grünland-) Arten geführt haben.

4.6.2 Methode

Die Heuschrecken-Fauna wurde 2017 und 2018 im Rahmen von sechs Geländebegehungen (jährlich drei) zwischen Mitte Juli und Mitte September untersucht. Alle Untersuchungen fanden tagsüber und bei trocken-warmem und möglichst windstillem Wetter statt. Zur Bestimmung wurden die Tiere verhört und mittels Insektenkescher gefangen. Neben den systematischen Untersuchungen wurden auch Zufallsbeobachtungen von Heuschrecken während der Erfassung der anderen Artengruppen berücksichtigt. Um das Spektrum hygrophiler Grünlandarten und deren Verbreitung genau zu erfassen, wurden insbesondere Auwiesen und -weiden sowie feuchte Hochstaudenfluren und Säume untersucht. Daneben erfolgte eine Kontrolle von vegetationsarmen Flächen wie Sandbänken und Waldrändern und auch das Abklopfen von Eichen.

Als Suchraumkulisse für qualitativ hochwertige Grünlandstandorte (und deren Heuschreckenfauna) wurden die Zwischenergebnisse der aktuellen Grünlandkartierung (IVÖR) hinzugezogen. Zusätzlich wurde auf Basis der Daten der alten Vegetationskartierungen sowie der Feuchtestufen der Reichsbodenschätzung eine Auswahl hochwertiger und langjähriger Grünlandstandorte getroffen, die ebenfalls untersucht wurden.

Kartenmaterial und Rohdaten sind im digitalen Anhang enthalten.

4.6.3 Ergebnisse

Im ersten Monitoringjahr (2017) wurden insgesamt 25 Flächen untersucht. Zusätzlich wurden 13 Fundpunkte aufgenommen. 2018 wurden 42 Flächen untersucht und zusätzlich 17 Fundpunkte dokumentiert. Die Gesamtzahl der Untersuchungsflächen und Fundpunkte beträgt 97. Zehn Untersuchungsflächen wurden in beiden Jahren untersucht. Darüber hinaus liegen fünf Fundpunkte und zwei Untersuchungsflächen außerhalb jedoch abgrenzend bzw. in unmittelbarer Nähe zum UG.

Die untersuchten Lebensräume reichen dabei von vegetationsarmen Sandbänken und verlandeten Gewässerufeln über Grünland verschiedener Nutzungsart und -intensität hin zu

(Grünland)brachen, Säumen, Hochstaudenfluren, Gebüschstrukturen, Gehölzen und Wald-rändern, wobei ein Großteil der Beprobung im Grünland erfolgte.

Insgesamt wurden während der zwei Jahre andauernden Untersuchung 15 Heuschrecken-arten im UG festgestellt. Dabei handelt es sich um acht Langfühlerschrecken (inkl. eine Grillenart) und sieben Kurzfühlerschrecken. Die ökologischen Ansprüche variieren entsprechend der Heterogenität der untersuchten Lebensräume von terrikol (3 Arten) über graminikol (7 Arten) bis hin zu arbustikol (5 Arten) und arborikol (2 Arten)

Nachfolgend wird das Vorkommen der nachgewiesenen Arten im UG beschrieben:

Der Gemeine Grashüpfer (*Pseudochorthippus parallelus*) besiedelt im UG sowohl intensiver als auch extensiver genutzte Wiesen und Weiden und ist im Grünland die mit Abstand häufigste Art. Die Bestandszahlen liegen dabei auf den allermeisten U-Flächen zwischen 6-20 und 21-100 Tieren.

Das Verbreitungsbild des *Nachtigall-Grashüpfers* (*Chorthippus biguttulus*) im UG kann in zwei Abschnitte (West, Mitte/Ost) unterteilt werden, wobei zwischen den beiden Abschnitten eine größere Distanz liegt (Luftlinie knapp 2 km). Wiesen, Weiden und auch Grünlandbrachen werden besiedelt. Daneben wurde die Art auch auf den vegetationsarmen Flächen am Sandfang sowie in einem Gewässersaum dokumentiert. Auf den weitläufigen Glatthaferwiesen im Westen des UG (nördl. der Berkel) wurden überwiegend nur Einzeltiere beobachtet, allerdings erfolgte die Erfassung hier nur in 2018 und kurz nach der Mahd. Auf einer ebenfalls zentral gelegenen Wiese sowie auch auf einer Wiesenbrache (einziger FP) und im Bereich des Sandfangs sind die Bestände etwas größer (6-20 Tiere). Auf den östlichen Weiden sind die Bestände ebenfalls individuenarm (2-5 Tiere).

Rösels Beißschrecke (*Metrioptera roeselii*) besiedelt insbesondere die Rinderweiden im östlichen Drittel des UG. Daneben liegen auch einzelne Nachweise auf einer Mähwiese sowie auf einer Wiesenbrache und in Berkelsäumen vor. Insgesamt wurde die Art für zehn U-Flächen bzw. FP dokumentiert. Die Bestandszahlen liegen meist zwischen 2-5 oder 6-20 Tieren.

In höherwüchsigem (Feucht)Grünland (Geilstellen, Binsen- und Distelbestände auf Rinderweiden, Ried, Grünlandsäume, Brachen) sowie in (feuchten) Hochstaudenfluren und Flutrasen wurde die *Kurzflügelige Schwertschrecke* (*Conocephalus dorsalis*) nachgewiesen. Meist wurden Bestände zwischen 2-5 und 6-20 Individuen ermittelt, eine Fläche wies über 100 Tiere auf. Das Verbreitungsbild im Westen ist weniger geschlossen als bei den Vorgängeruntersuchungen, allerdings wurden aufgrund der Umstellung der Untersuchungsmethodik bezüglich *Conocephalus dorsalis* im Westen des UG eine weniger detaillierte Beprobung als bei den Vorgängeruntersuchungen durchgeführt. Auf den Rinderweiden im Osten liegt nun eine individuenstärkere Besiedlung vor, die in dieser Form in den Vorgängeruntersuchungen nicht dokumentiert ist (nur wenige Einzelfunde).

Die *Langflügelige Schwertschrecke* (*Conocephalus fuscus*) ist im Rahmen der vorliegenden Untersuchung im UG ebenfalls nachgewiesen worden. *C. fuscus* ist weniger stark an Seggen- und Binsen, also bodenfeuchte Standorte gebunden und besiedelt im Prinzip alle Lebensräume von *C. dorsalis* (teilweise mit geringer Individuenzahl) sowie weitere weniger feuchte Varianten. Meist wurden Bestände zwischen 2-5 und 6-20 Individuen ermittelt. Mittlerweile ist sie weiterverbreitet als ihre kurzflügelige Schwesterart und gehört zu den häufigsten Arten im UG.

Der *Weißbrandige Grashüpfer* (*Chorthippus albomarginatus*) besiedelt im UG fast ausschließlich extensivere Rinderweiden. Im Osten des UG bildet er ein größeres

zusammenhängendes Vorkommen mit im Kern 21-100, lokal auch über 100 Individuen. Westlich des östlichen Verbreitungsschwerpunktes liegen zwei weitere individuenschwache Nachweise vor. Darüber hinaus besteht ein individuenschwaches isoliertes „Inselvorkommen“ auch ganz im Westen im Bereich einer feuchten Grünlandbrache.

Die *Sumpfschrecke* (*Stethophyma grossum*) wurde im UG ausschließlich 2018 dokumentiert, obwohl vier der Nachweisflächen auch 2017 untersucht wurden. 2018 erfolgten Funde auf insgesamt elf Flächen (Gewässersäume, Wiesen und Weiden sowie feuchte Grünlandbrachen), die mehr oder weniger über das gesamte UG verteilt liegen. Während sich auf neun Flächen nur vereinzelte Männchen (2-5) aufhielten, wurden im Bereich von zwei Grünlandbrachen im Westen des UG 6-20 Tiere sowie auch mindestens ein Weibchen nachgewiesen.

Der *Braune Grashüpfer* (*Chorthippus brunneus*) konnte nur sehr lokal etwa mittig im UG nachgewiesen werden. Abgesehen von einem Einzeltier am Rand einer Grünlandbrache wurden wenige Individuen (2-5) auch auf einer Wiese dokumentiert.

Die *Säbel-Dornschröcke* (*Tetrix subulata*) und die *Gemeine Dornschröcke* (*Tetrix undulata*) konnten im Rahmen der Untersuchung ebenfalls an mehreren Standorten nachgewiesen werden. Die *Säbel-Dornschröcke* ist auf acht Flächen dokumentiert und insgesamt häufiger und in der Wahl der Lebensräume weniger wählerisch als die *Gemeine Dornschröcke* (drei Flächen). Während beide Arten vegetationsarme Flächen wie den Sandfang, Sandbänke und verlandete Gewässerufer besiedeln, wurde nur die *Säbel-Dornschröcke* auch auf Wiesen und Rinderweiden dokumentiert.

Das *Grüne Heupferd* (*Tettigonia viridissima*) wurde im UG hauptsächlich in Säumen und Hochstaudenfluren gesichtet und verhört. Außerhalb des UG wurden einzelne singende Tiere auch an Getreidehalmen auf Ackerflächen verhört.

2017 wurden zwei Einzeltiere der *Gemeinen Sichelschröcke* (*Phaneroptera falcata*) im Bereich einer Geilstelle sowie einer Grünlandbrache nachgewiesen.

Im Bereich höherwüchsiger Vegetation wie Grünlandbrachen, Säumen, Hochstaudenfluren und vor allem Gebüsch ist die *Gemeine Strauschröcke* (*Pholidoptera griseoaptera*) häufig und weit verbreitet im UG. Obwohl die Art nicht im Fokus der Untersuchung stand, wurde sie neben dem *Gemeinen Grashüpfer* am häufigsten dokumentiert, da sie auch akustisch gut nachzuweisen ist.

Mit Hilfe eines Ultraschall-Detektors konnte zudem die *Punktierte Zartschröcke* (*Leptophyes punctatissima*) an drei Stellen im Bereich von Brombeergebüsch nachgewiesen werden. Da die Art nur einmalig und auch nicht im gesamten UG systematisch untersucht wurde, ist die Art in der vorliegenden Untersuchung unterrepräsentiert. Es ist anzunehmen, dass die *Punktierte Zartschröcke* im UG relativ häufig ist, da geeignete Habitatstrukturen (vor allem Wald- und Gebüschsäume) zahlreich vorhanden sind.

An drei Waldrandstandorten (Stieleichenwald und Fichtenaufforstung) im östlichen Zentrum des UG wurden sowohl Adulti als auch Larven der *Waldgrille* nachgewiesen. Zwei der drei Fundpunkte liegen allerdings knapp außerhalb des UG.

4.6.4 Rote Liste-Einstufung und Ökologie

Während *Stethophyma grossum* in NRW und in der Westfälischen Bucht als „stark gefährdet (2)“ gilt, sind alle anderen Arten in NRW als „ungefährdet“ eingestuft. Bei *Conocephalus fuscus*, *Phaneroptera falcata* und *Metrioptera roeselii* ist der langfristige Trend positiv. Der langfristige Trend von *Stethophyma grossum* ist hingegen stark negativ.

Bei *Conocephalus fuscus* und *Phaneroptera falcata* ist auch der kurzfristige Trend positiv. Dies gilt auch für *Stethophyma grossum* (anders als beim langfristigen Trend) und *Tetrix subulata*. „Mäßige oder im Ausmaß unbekannte Bestandsrückgänge“ liegen beim kurzfristigen Bestandstrend für *Chorthippus albomarginatus* und *Pseudochorthippus parallelus* vor (vgl. Tabelle 25).

Tabelle 25: Im UG nachgewiesene Heuschreckenarten sowie ihre Einstufung in der Roten Liste der Heuschrecken NRW (VOLPERS & VAUT 2010). Angaben zur Gefährdung: „*“: ungefährdet; „2“: stark gefährdet. Angaben zum Trend: „=“ gleichbleibend; „(-)“: mäßige Abnahme oder im Ausmaß unbekannt; „>“: deutliche Zunahme; „<<“: sehr starker Rückgang. 1: Reproduktion fraglich.

Art	NRW	WB	Trend (lang)	Trend (kurz)	Ökol. Einstufung
Ensifera (Langfühlerschrecken)					
<i>Conocephalus dorsalis</i>	*	*	=	=	Arbustikol (hygrophil)
<i>Conocephalus fuscus</i>	*	*	>	>	Arbustikol
<i>Leptophyes punctatissima</i>	*	*	=	=	Arborikol
<i>Nemobius sylvestris</i>	*	*	=	(-)	Terrikol
<i>Phaneroptera falcata</i>	*	*	>	>	Arbustikol/ Graminikol
<i>Pholidoptera griseoaptera</i>	*	*	=	=	Arbustikol
<i>Metrioptera roeselii</i>	*	*	>	=	Graminikol
<i>Tettigonia viridissima</i>	*	*	=	=	Arbustikol/ Arborikol
Caelifera (Kurzfühlerschrecken)					
<i>Chorthippus albomarginatus</i>	*	*	=	(-)	Graminikol (mesophil-hygrophil)
<i>Chorthippus biguttulus</i>	*	*	=	=	Graminikol (xerothermo- phil)
<i>Chorthippus brunneus</i>	*	*	=	=	Graminikol (xerothermo- phil)
<i>Pseudochorthippus parallelus</i>	*	*	=	(-)	Graminikol
<i>Stethophyma grossum</i>	2	2	<<	>	Graminikol (hygrophil)
<i>Tetrix subulata</i>	*	*	=	>	Terrikol
<i>Tetrix undulata</i>	*	*	=	=	Terrikol

Obwohl es sich bei dem UG um einen 6,5 km langen Fluss- und Auenabschnitt handelt, der vollständig als Naturschutzgebiet ausgewiesen ist, konnten nur 15 Heuschreckenarten nachgewiesen werden, von denen 14 in NRW sowie der Westfälischen Bucht als „ungefährdet“ gelten. Somit zeigt sich, dass im UG hauptsächlich weit verbreitete und ungefährdete Arten vorkommen. Eine Ausnahme stellt die Sumpfschrecke dar (2 „stark gefährdet“) (vgl. VOLPERS & VAUT 2010). Allerdings ist ein Großteil der Nachweise aus 2018 als Einflug zu werten, da

hier nur einzelne (2-5) männliche Tiere gesichtet wurden. Einzig im Bereich zweier feuchter Grünlandbrachen wurden etwas größere Populationen (6-20 Ind.) sowie mindestens ein weibliches Tier erfasst, sodass hier Reproduktion vermutet werden kann. Die Sumpfschrecke gilt als Klimawandelgewinner (PONIATOWSKI et al. 2018) und weist zumindest kurzfristig positive Bestandveränderungen durch Arealerweiterungen auf (vgl. VOLPERS & VAUT 2010).

Neben der Sumpfschrecke ist auch beim Braunen Grashüpfer sowie bei der Gemeinen Sichelschrecke die Reproduktion im UG fraglich, da nur wenige Einzeltiere beobachtet wurden. Bei den übrigen 12 Arten sind reproduzierende Vorkommen nachgewiesen oder sehr wahrscheinlich (Paarung, Eiablage, Larven, mehrere und/oder größere Nachweisflächen).

Es ist davon auszugehen, dass insbesondere das Arteninventar des Grünlandes im Rahmen der umfangreichen Untersuchungen vollständig erfasst wurde. Seit 1999 wird insbesondere im Osten des UG die Entwicklung von extensivem (Feucht)Grünland durch Verpachtung mit Nutzungsaufgaben verfolgt (vgl. SCHERWAß et al. 2007). Das wertgebende Arteninventar extensiver Feuchtwiesen ist mit den vereinzelt Sumpfschrecken-Vorkommen (Bodenständigkeit fraglich) sowie dem lokal stabilen Vorkommen des Weißrandigen Grashüpfers im UG äußerst rudimentär ausgeprägt. Grünlandarten mit höheren Ansprüchen an Bodenfeuchte, Vegetationsstruktur oder Nutzungsart wie Sumpfröhrling oder Bunter Grashüpfer kommen im UG nicht vor. Das Fehlen der genannten Arten ist ein Hinweis auf die vielerorts noch zu intensive Grünlandnutzung und ein unzureichendes Feuchteregime der Auenwiesen durch fehlenden Anschluss der tief, teilweise bis zu drei Meter, eingeschnittenen Berkel. Besonders bemerkenswert ist auch, dass sowohl Sumpfröhrling als auch Bunter Grashüpfer 1998 noch (lokal) im UG nachgewiesen wurden (Daten des AK-Heuschrecken NRW, Kartierer Christoph Morgen). Auf Grundlage der aktuellen Untersuchung können die Arten im UG nun als ausgestorben gelten.

Der Bestand der Kurzflügeligen Schwertschrecke kann weiterhin als stabil eingestuft werden. Im Vergleich zu den vorausgehenden Untersuchungen liegt der Verbreitungsschwerpunkt der Art weiterhin im westlichen Teil des UG, allerdings sind deutlich weniger Nachweise der Art erbracht worden. Dies liegt vor allem daran, dass für die vorliegende Untersuchung ein anderer Untersuchungsansatz gewählt wurde und entsprechend weniger Aufwand für die Erfassung der Kurzflügeligen Schwertschrecke investiert und weniger Potenzialflächen untersucht wurden. Als Folge fortschreitender Gehölzsukzession ist davon auszugehen, dass die Art aus der Fläche in die Säume verdrängt wird. Die Langflügelige Schwertschrecke hat ihr Verbreitungsgebiet in den letzten Jahrzehnten deutlich nach Norden verlagert. Nach den Altdaten des AK Heuschrecken NRW war die Art im UG und dessen Umfeld bis 2002 nicht nachgewiesen. Die durchgeführte Untersuchung zeigt, dass die Art mittlerweile im gesamten UG häufig vorkommt. Das UG liegt derzeit an der nördlichen Verbreitungsgrenze der Langflügeligen Schwertschrecke in Deutschland (vgl. PONIATOWSKI ET AL. 2018 & FISCHER ET AL. 2016).

Da im Entwicklungsziel des E+E-Vorhabens sowohl im westlichen als auch im zentralen Abschnitt die Entwicklung von Auwald vorgesehen ist, ist hier perspektivisch ein geringes Habitatpotenzial für die (überwiegend offenlandliebende) Artengruppe der Feldheuschrecken gegeben. Die fortschreitende Entwicklung von Grünlandstandorten zu Hochstaudenfluren, Röhrichten und Auwald wird hier zu einem Verlust von besiedelten Heuschreckenhabitaten führen.

Im Osten des UG zeigt sich ein anderes Bild. In diesem Abschnitt ist im Entwicklungskonzept auf großen zusammenhängenden Flächen eine extensive Grünlandbewirtschaftung vorgesehen, die durch eine extensive Rinderbeweidung umgesetzt wird. Als Folge der Bewirtschaftung weisen die Standorte eine deutlich höhere Heterogenität in Feuchtehaushalt und

Vegetationsstruktur auf und sind daher auch arten- und individuenreicher. Auf den Rinderweiden wurden insgesamt elf der 15 Arten nachgewiesen.

Auf Grundlage der aktuellen Grünlandkartierung (IVÖR) zeigt sich beim „Feuchtgrünland“ sowie beim „sonstigen Grünland“ eine Flächenabnahme von jeweils über 50 Prozent im Vergleich zu 1988. Diese Entwicklung ist bedingt durch die oben genannten Entwicklungsziele im westlichen und mittleren Abschnitt des UG. Zur Förderung der Heuschrecken sollte auf den verbliebenen Grünlandflächen über eine (weitere) Extensivierung der Grünlandnutzung inkl. Maßnahmen zur Anhebung des Grundwasserspiegels (insb. Belassen von Sturzbäumen in der Berkel) nachgedacht werden. Weiterhin könnten (wo möglich) Grünlandbrachen oder Röhrichte zurück in eine extensive Nutzung überführt werden, um weitere Lebensräume für Feldheuschrecken mit hoher Qualität zur Verfügung zu stellen. Als Zielart zur Entwicklung des Auengrünlandes kann der ehemals im UG vorkommende *Pseudochorthippus montanus* (Sumpfgrashüpfer) benannt werden, da er in Deutschland hinsichtlich des Feuchtehaushaltes als anspruchsvollste Art des Nass- und Feuchtgrünlandes gilt (vgl. DETZEL 1998). Weiterhin als Zielarten geeignet sind die ehemals im UG vorkommende Sumpfschrecke und der Bunte Grashüpfer.

Neun der 15 nachgewiesenen Arten sind nach einer Literaturstudie von (PONIATOWSKI ET AL. 2018) als Klimawandelgewinner einzustufen, da sie mindestens lokal Arealerweiterungen vorweisen (Arealerweiterung seit den letzten 20-30 Jahren, also zeitgleich mit dem starken Anstieg der Sommer- und Jahresmitteltemperaturen). Hierzu gehören auch die nach aktuellem Kenntnisstand neu im UG nachgewiesenen Arten *Conocephalus fuscus*, *Phaneroptera falcata* und *Stethophyma grossum*.

Die im UG nicht mehr nachgewiesenen Arten *Pseudochorthippus montanus* und *Omocestus viridulus* gehören nach PONIATOWSKI ET AL. (2018) zu den Klimawandelverlierern.

Die Betrachtung der Verbreitung der Heuschrecken vor dem Hintergrund der Klimaveränderung legt den Schluss nahe, dass Neubesiedelung und lokales Aussterben bestimmter Arten auch auf übergeordnete Faktoren (die sich dann im UG bemerkbar machen) zurückzuführen sind und nicht nur über Art der Nutzung sowie deren zeitlichen Wandel im UG erklärt werden können. Als konkreter Einflussfaktor sind hier zum Beispiel Randeffekte aus der unmittelbar an der NSG-Grenze beginnenden intensiven landwirtschaftlichen Nutzung zu nennen (Eutrophierung, Pestizideintrag, hoher Wasserverbrauch). Weiterhin wurden bei der Erhebung der anderen Artengruppen bzw. bei der Vegetation Tendenzen beobachtet, die darauf hindeuten, dass die Aue im Vergleich zu 2002 insgesamt trockener geworden ist (vgl. Verlandung von Kleingewässern, Verlust von Pflanzen oder Pflanzengesellschaften mit hohen Feuchteansprüchen, Verlust eines Wasserrallenbrutplatzes durch Trockenfallen).

Im Rahmen der vorliegenden zweijährigen Untersuchung wurde eine Erfassung des Gesamtarteninventars der Heuschrecken in der Berkelaue mit einem besonderen Fokus auf das Grünland durchgeführt. Hierdurch liegt ein umfassender Datenbestand als Vergleichsgrundlage für weitere Untersuchungen in der Berkelaue vor. Der vorgenommene Methodenwechsel (zuvor ausschließlich Untersuchung von *Conocephalus dorsalis*), sollte auch in Zukunft beibehalten werden, da als Folge von intensiver Landnutzung und übergeordneter Klimaveränderung zahlreiche Arten Bestandsveränderungen aufweisen (vgl. PONIATOWSKI ET AL. 2018).

4.7 Laufkäfer

BEARBEITUNG: KLAUS-JÜRGEN CONZE LÖKPLAN

4.7.1 Methoden

4.7.1.1 Untersuchungsgebiet und –zeitraum

Zum Gesamt-Untersuchungsgebiet, der carabidologischen Vorab-Studie sowie den Laufkäfer-Erfolgskontrollen zwischen 1989 und 2002 siehe FRITZE (2007) und BROCKMANNSCHERWAB et al. (2007). Im Rahmen der vorliegenden Erfolgskontrolle wurden fünf redynamisierte Uferabschnitte der Berkel zwischen Vreden und Stadtlohn im Kreis Borken, die zu Untersuchungsbeginn im Jahr 2017 ausgewählt worden sind, auf ihre Laufkäferfauna hin untersucht.

An vier Untersuchungsterminen im Frühjahr 2017 (06.05., 14.05., 10.06., 26.06.) sowie zweier Begehungen im Spätsommer (13.08. und 26.08.2017) wurden schwerpunktmäßig sonnenexponierte Stellen mit Abbruchkanten und möglichst vegetationsarmen Sandböschungen beprobt, um die ripicole Carabidenfauna zu erfassen.

4.7.1.2 Fangmethodik

Jeder der fünf Uferabschnitte wurde einheitlich für ca. zwei Stunden mittels Handfängen im engeren Sinne, Schwemm- und Gesiebeproben untersucht (siehe auch HANNIG & DREWENSKUS 2005; KÖHLER 1996, 2000, NIEDLING & SCHELOSKE 1999). Des Weiteren wurden je nach Uferbeschaffenheit Gesiebe mit Hilfe eines Käfersiebs (Maschenbreite 10mm) von Wurzelballen angefertigt, wobei wiederum die Carabiden vor Ort ausgelesen worden sind.

Alle nicht im Gelände ansprechbaren Arten wurden konserviert, unter dem Binokular ausgelesen, bestimmt und gezählt. Häufig auftretende und vor Ort bestimmbare Taxa wurden bzgl. ihrer Abundanzen geschätzt und nur für ausgewählte Arten jeweils ein Individuum je Art zu Dokumentationszwecken konserviert. Präparierte Belege wurden der Landessammlung des LWL-Museums für Naturkunde Münster zur Aufbewahrung überlassen.

Kartenmaterial und Rohdaten sind im digitalen Anhang enthalten.

4.7.1.3 Autökologie und Gefährdungsstatus der vorgefundenen Carabidenarten

Die verwendete Systematik und Nomenklatur der vorliegenden Arbeit richten sich nach TRAUTNER et al. (2014); die Determination der Laufkäfer erfolgte nach MÜLLER-MOTZFELD (2006).

Angaben zum Rote Liste-Status sind der Roten Liste der Laufkäfer Nordrhein-Westfalens (HANNIG & KAISER 2011) sowie der Roten Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer Deutschlands (SCHMIDT et al. 2016) entliehen.

Die autökologischen Parameter (Biotop- und Feuchtepräferenz, ökologische Valenz, Flügel Ausbildung, Fortpflanzungstyp) sind u. a. LINDROTH (1945a,b; 1985), DESENDER (1989), MARGGI (1992), HURKA (1996), KÖHLER (2000), TURIN (2000), GESELLSCHAFT FÜR ANGEWANDTE CARABIDOLOGIE (2009) sowie TRAUTNER (2017) entnommen, wobei ein Abgleich mit lokal-faunistischer Literatur stattgefunden hat (siehe auch GALHOFF 1992, LAKMANN 1993, HUGENSCHÜTT 1997, HANNIG & KAISER 2011).

4.7.2 Ergebnisse und Diskussion

4.7.2.1 Kurzbewertung der Uferabschnitte

Ergebnisse Uferabschnitt 1 (S1)

An Untersuchungsstandort 1 (Abbildung 32) konnten im Untersuchungszeitraum mehr als 1019 Individuen aus 29 Arten registriert werden, wobei sich die Artengemeinschaft erwartungsgemäß aus überwiegend hygrophilen (24 von 29 Arten = 83 %) Offenlandarten (27 von 29 Arten = 93 %) zusammensetzt (Abbildung 34). Mit 11 Arten ist mehr als ein Drittel des Spektrums nach GESELLSCHAFT FÜR ANGEWANDTE CARABIDOLOGIE (2009) den Ripicolen zuzurechnen, so z. B. *Bembidion litorale*, *B. ruficolle*, *B. semipunctatum*, *Dyschirius thoracicus*, *Omophron limbatum* und *Acupalpus brunnipes*.

Die letztgenannte Art *Acupalpus brunnipes* konnte an diesem Uferabschnitt am 13.08.2017 in einem Expl. erstmalig für die Berkelaue nachgewiesen werden (vgl. FRITZE 2007); ihr kommt faunistisch auch bundesweite Bedeutung zu (BRÄUNICKE et al. 2000). Diese Art ist als Besiedler offener Uferstrukturen auf sandigem Untergrund (z. B. Sedimentflächen aus Sand) in den meisten Regionen Deutschlands sehr selten geworden und daher nicht nur in Nordrhein-Westfalen (HANNIG & KAISER 2011), sondern auch bundesweit als „stark gefährdet“ eingestuft worden (SCHMIDT et al. 2016).

Bei *Bembidion ruficolle* handelt es sich um eine weitere neue Art der Berkelaue (FRITZE 2007), die vegetationsarmen Ufer, Bänke und Aufschwemmungen auf sandigem Untergrund besiedelt (GESELLSCHAFT FÜR ANGEWANDTE CARABIDOLOGIE 2009).

Sie erweitert seit einigen Jahren ihr Areal in westliche Richtung und hat sogar schon die Niederlande erreicht (HANNIG & OELLERS 2013, HEIJERMAN & WILLEMSSEN 2014). Über die Verbreitung sowie Expansion von *Bembidion ruficolle* in Nordrhein-Westfalen sowie den westfälischen Erstnachweis berichteten bereits HANNIG (2014, 2015), HANNIG & OELLERS (2013) sowie HANNIG et al. (2016) ausführlich. Am 06.05.2017 konnten vier Individuen dieses Arealerweiterers an Uferabschnitt 1 dokumentiert werden.

Ergebnis Uferabschnitt 2 (S2)

Während der sechs Begehungstermine an Uferabschnitt 2 konnten mehr als 1210 Laufkäferindividuen aus 40 Arten mit Hilfe der beschriebenen Methoden ermittelt werden. Damit beherbergt dieser Uferabschnitt aktuell die größte Arten- und Individuenzahl aller fünf Untersuchungsflächen.

Erwartungsgemäß für eine Ufer-Laufkäferzoenose besteht der Großteil der vorgefundenen Arten aus hygrophilen (33 von 40 Arten = 83 %) Offenlandarten (38 von 40 Arten = 95 %), wobei 15 Arten nach KÖHLER (2000) und GESELLSCHAFT FÜR ANGEWANDTE CARABIDOLOGIE (2009) sogar als ripicol einzustufen sind (Abbildung 34). Damit kommen an Uferabschnitt 2 fast alle (15 von 16 Arten = 94 %) ripicolen Arten der Gesamt- Untersuchung vor, was den naturschutzfachlich herausragenden Wert dieser Fläche hervorhebt.

Darüber hinaus sind mit *Acupalpus brunnipes*, *Bembidion doris* und *Bembidion litorale* ausschließlich an Uferabschnitt 2 drei Arten der Roten Liste der in Nordrhein-Westfalen und/oder Deutschland gefährdeten Sandlaufkäfer und Laufkäfer vertreten (HANNIG & KAISER 2011, SCHMIDT et al. 2016). Zu *Acupalpus brunnipes* und dem ebenfalls an Standort 2 aufgetretenen Arealerweiterer *Bembidion ruficolle* siehe auch „Ergebnisse Uferabschnitt 1 (S1)“.

Ergebnisse Uferabschnitt 3 (S3)

An Uferabschnitt 3 (siehe Abbildung 33) konnten im Untersuchungszeitraum 271 Individuen aus 25 Arten registriert werden, wobei sich die Artengemeinschaft auch hier aus überwiegend hygrophilen (22 von 25 Arten = 88 %) Offenlandarten (17 von 25 Arten = 68 %) zusammensetzt. Da an diesem Uferstandort jedoch der geringste Anteil ripicoler Arten (20 %) und der höchste Anteil (schattenliebender) Waldarten (24 %) aller fünf Untersuchungsflächen am Gesamtartenspektrum vorliegen (vgl. Abbildung 34), weist dies auf eine eher schlechte Habitatqualität für stenotope Bewohner offener Uferstrukturen hin. Durch die zunehmende Hochstaudenentwicklung sowie die Verbuschung und Beschattung durch Weidengehölze werden besonders den anspruchsvollen Arten offener, dynamischer Ufer, wie z.B. *Bembidion litorale* und *Omophron limbatum*, keine geeigneten Lebensräume geboten. Dies belegt auch die mit 62 % Individuen-Anteil häufigste Art *Bembidion tetracolum*, die nicht als Uferart, sondern als Störzeiger benachbarter, landwirtschaftlich genutzter Flächen zu verstehen ist.

Die einzige Rote Liste-Art *Elaphrus aureus*, deren Verbreitungsschwerpunkte landesweit im Emssystem und dessen Bächen (z. B. Ems, Werse, Eltingmühlenbach etc.) liegen, gilt als Charakterart beschatteter, weitestgehend vegetationsfreier Bereiche der Weichholzgesellschaften und kann dort recht stetig in geeigneten Lebensräumen nachgewiesen werden (u. a. ASSMANN & TERLUTTER 1999, BALKENOHL 1983, HANNIG 2006, 2008, HANNIG & SCHWERK 2000, 2001, POGUNTKE 1990). Darüber hinaus ist *Elaphrus aureus* in Nordrhein- Westfalen nur punktuell und vereinzelt von geeigneten Uferhabitaten u. a. am Rhein (z. B. HALLER 2003, KOCH 1968, 1990, REIßMANN mündl. Mitt.), der Sieg (HANNIG 2007, HANNIG & BUCHHOLZ 2010), der Weser (vgl. DÖRFER et al. 1995, GERKEN & BARNA 1987, HANNIG 2008), der Lippe (HANNIG et al. 2015, KAISER 2006) und der Berkel (FRITZE 2007) bekannt. Am 10.06.2017 konnte ein Exemplar dieser landesweit "stark gefährdeten" (HANNIG & KAISER 2011) Art an Uferabschnitt 3 nachgewiesen werden.



Abbildung 32: Untersuchungs-Standort 1. (Foto: Verfasser, 10.06.2017)



Abbildung 33: Untersuchungs-Standort 3. (Foto: Verfasser, 10.06.2017)

Ergebnisse Uferabschnitt 4 (S4)

An Uferabschnitt 4 konnten während der sechs Untersuchungstermine 268 Laufkäfer-Individuen aus 21 Arten registriert werden, wobei es sich erwartungsgemäß auch hier um ein Offenlandarten-Spektrum (18 von 21 Arten = 86 %) handelt, dessen Arten großteils (18 von 21 Arten = 86 %) als feuchtigkeitsliebend (hygrophil) bezeichnet werden können (siehe Abbildung 34). Damit handelt es sich um die mit Abstand arten- und individuenärmste der fünf Untersuchungsflächen. Trotz einiger Ufer-assoziiierter Arten, die vereinzelt (z. B. *Bembidion*

litorale, *B. semipunctatum*, *Dyschirius thoracicus*) auftraten, stellt analog zur direkt angrenzenden Untersuchungsfläche 3 die Störzeiger-Art *Bembidion tetracolum* mit 64 % Individuen-Anteil die häufigste Art.

Ergebnisse Uferabschnitt 5 (S5)

An Uferabschnitt 5 konnten im Untersuchungszeitraum 520 Laufkäfer-Individuen aus 25 Arten registriert werden, wobei sich die Artengemeinschaft auch hier aus überwiegend hygrophilen (22 von 25 Arten = 88 %) Offenlandarten (21 von 25 Arten = 84 %) zusammensetzt (siehe Abbildung 34). Obwohl auch an diesem Untersuchungsstandort die Störzeiger-Art *Bembidion tetracolum* mit 69 % Individuen-Anteil die häufigste Art darstellt, stellen die Ripicolen u. a. mit drei *Dyschirius*- und zwei *Elaphrus*- Arten, *Bembidion semipunctatum* sowie *Omophron limbatum* 36 % des Gesamtartenspektrums. Damit steht Uferabschnitt 5 bezüglich der Habitateignung und -qualität zwischen den anderen vier Untersuchungsstandorten.

4.7.2.2 Gesamtbewertung

Im Rahmen der vorliegenden Effizienz- bzw. Erfolgskontrolle konnten an den fünf untersuchten Uferstandorten der Berkel zwischen Vreden und Stadtlohn von Mai bis August 2017 insgesamt mehr als 3288 Carabiden-Individuen aus insgesamt 62 Arten registriert werden, von denen fünf Spezies im Vergleich zur carabidologischen Vorab-Studie sowie den Laufkäfer-Erfolgskontrollen zwischen 1989 und 2002 erstmalig nachgewiesen wurden (FRITZE 2007).

Die Gesamtartenzahlen bewegen sich zwischen 21 (S4) und max. 40 Arten (S2) je Standort. Aufgrund der Auswahl der fünf Untersuchungsstandorte handelt es sich erwartungsgemäß um eine schwerpunktmäßig von Offenland-Arten (51 Arten = 82 % des Gesamtartenspektrums) geprägte Laufkäfergemeinschaft, in der die hygrophilen Arten (40 Arten = 78 % der Offenland-Arten) klar über die Xerophilen (6 Arten = 12 %) dominieren (Abbildung 34). Je nach Untersuchungsfläche variiert der Anteil an Offenland-Spezies zwischen 68 % (Standort S3) und 95 % (Standort S2), während sich der Anteil an feuchtigkeitsliebenden Arten zwischen 83 % (Standorte S1 und S2) und 88 % (Standorte S3 und S5) bewegt (Abbildung 34).

Von diesem hygrophilen Artenspektrum sind wiederum zwischen 23 % (Standort S3) und 46 % (Standort S1) als ripicol (insgesamt 16 Arten = 26 % des Gesamtartenspektrums) zu bezeichnen (Abbildung 34) und damit in unterschiedlichem Maß an verschiedenste Uferlebensräume gebunden.

Von den 16 Ufer bewohnenden Spezies besitzen 14 in dem Lebensraumtyp „Vegetationsarme Ufer, Bänke und Aufschwemmungen“ ein Schwerpunkt-vorkommen oder zumindest ein Hauptvorkommen (vgl. GESELLSCHAFT FÜR ANGEWANDTE CARABIDOLOGIE 2009) und können somit als Charakterarten zur Bewertung derartiger Uferlebensräume herangezogen werden (siehe auch KÖHLER 2000).

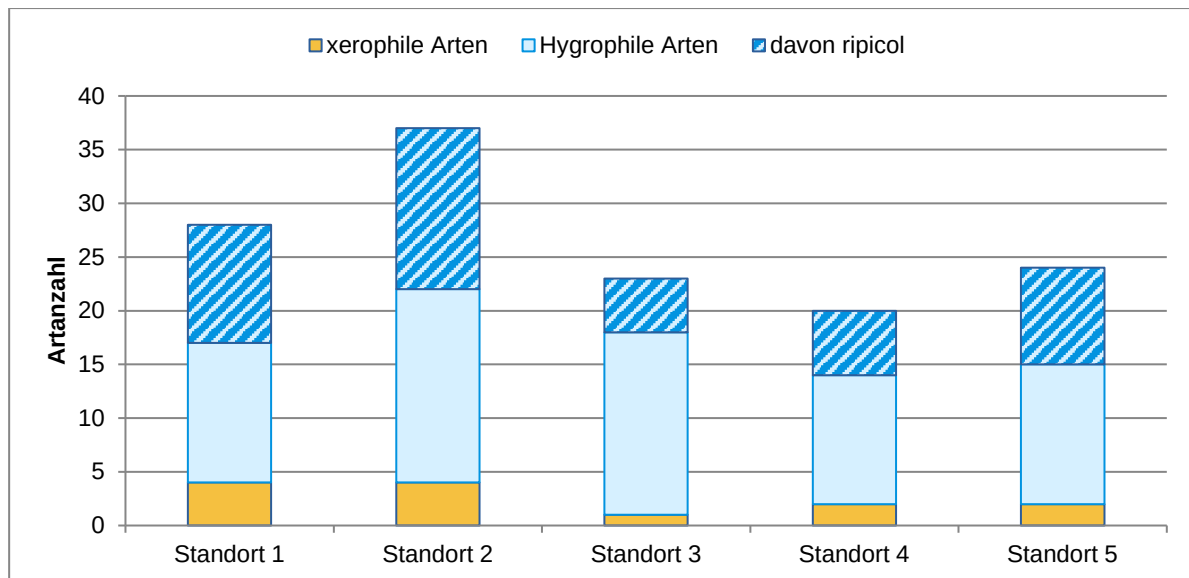


Abbildung 34: Verteilung der Arten bezügl. ihrer Feuchtigkeitspräferenz (xerophile Arten, hygrophile Arten, davon ripicole Arten) auf die fünf Untersuchungsstandorte.

Während von 19 Arten (31 % der Gesamtartenzahl) nur Einzelnachweise vorliegen (siehe digitalen Anhang), werden 70 % der Gesamtindividuen allein durch die drei Arten *Bembidion litorale*, *Bembidion tetracolum* und *Elaphrus riparius* mit mehr als 700 Expl. je Art gestellt. Obwohl die zweithäufigste Art *Bembidion tetracolum* (782 Expl. = 24 % der Gesamt-Individuenzahl) euryök ist, eine breite Habitatamplitude aufweist und als Störzeiger aus benachbarten, landwirtschaftlich genutzten Flächen zu interpretieren ist, so können die beiden anderen Arten als Charakterarten sandiger, vegetationsfreier oder -armer, sonnenexponierter Uferabschnitte bezeichnet werden (u. a. ASSMANN & TERLUTTER 1999, GESELLSCHAFT FÜR ANGEWANDTE CARABIDOLOGIE 2009, HANNIG & BUCHHOLZ 2014).

Nach FRITZE (2007) stellten gerade „die qualitativ hochwertigen, sonnenexponierten und vegetationsarmen Sandufer“ der Berkelaue, die sich sowohl durch ihre Flächengröße als auch durch ihre heterogene vertikale Zonierung auszeichneten, naturschutzfachlich bedeutende Teilbereiche des Untersuchungsgebiets dar, in denen Charakterarten besonner, sandiger Ufer, wie z. B. *Bembidion litorale*, *Omophron limbatum* und *Dyschirius thoracicus*, Stetigkeiten von 80-90 % aufwiesen. Aufgrund der in weiten Bereichen offensichtlich fehlenden Gewässerdynamik im Verlaufe der letzten zehn Jahre werden u. a. durch die zunehmende Hochstaudenentwicklung sowie die Verbuschung und Beschattung durch Weidengehölz gerade den obengenannten anspruchsvollen Arten offener, dynamischer Ufer zunehmend weniger geeignete Lebensräume geboten. Während *Dyschirius thoracicus* aktuell noch an allen fünf Standorten vorkommt, liegen die Stetigkeiten der beiden anderen Arten (*Bembidion litorale* und *Omophron limbatum*) inzwischen nur noch bei 60 % (drei von fünf Uferstandorten).

Aus der Tatsache, dass die direkt aneinandergrenzenden Untersuchungsflächen 1 und 2 im Bereich des Sandfangs regelmäßig mittels technischen Einsatzes großflächig freigehalten werden, resultiert die beste Habitatqualität aller fünf Flächen. So zeichnen sich diese Flächen durch die größten Arten- und Individuenzahlen sowie die höchsten Anteile Offenland bewohnender, hygrophiler, Ufer-assoziierter sowie gefährdeter Arten aus. Uferabschnitt 3 weist neben einer niedrigen Gesamtarten- und Individuenzahl auch den geringsten Anteil ripicoler Arten (20 %) und den höchsten Anteil (schattenliebender!) Waldarten (24 %) aller fünf Untersuchungsflächen auf.

4.7.3 Abschlussbetrachtung

„Das weitgehende Fehlen naturnaher Wildflusslandschaften in Mitteleuropa ist nicht natürlich, sondern die Folge erheblicher wasserbaulicher Eingriffe des Menschen in der Vergangenheit“ (MANDERBACH 2002). Die aus den Fließgewässer-Regulierungen resultierenden Maßnahmen zur Erfüllung diverser Zielvorstellungen (u. a. Hochwasserschutz, Trinkwassergewinnung, Schiffbarmachung, Energiegewinnung, Entwässerung von Feuchtgebieten etc.) sind vielfältig und hatten fast immer negative Auswirkungen auf die davon betroffenen Ökosysteme (siehe auch SCHÖNBORN 1992, NIEDLING & SCHELOSKE 1999, KÖHLER 2000).

Da die Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie als Ziel das Erreichen eines guten ökologischen Zustandes sowohl der aquatischen Ökosysteme als auch der zunehmend in den naturschutzfachlichen Fokus rückenden angrenzenden Landökosysteme fordert, sind Erfolgskontrollen zur Dokumentation der unmittelbaren Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen unerlässlich (vgl. JANUSCHKE et al. 2009, 2010).

Wie den Ergebnissen zu entnehmen ist, zeigt sich dank des hohen Indikationspotentials der Laufkäfer auch viele Jahre nach Durchführung der Renaturierungsmaßnahmen noch die naturschutzfachliche Aufwertung des NSG Berkelaue. Aufgrund der in weiten Bereichen fehlenden Eigendynamik spiegeln sich die positiven Effekte dieser durchgeführten Maßnahmen jedoch nur noch punktuell in einer höheren Struktur- und Habitatheterogenität wider, was sich auch auf die Entwicklung der Laufkäferfauna ausgewirkt hat. Die Aussage von FRITZE (2007), dass „unter der Voraussetzung, dass die Dynamik der Berkel zumindest auf dem augenblicklichen Niveau erhalten bleibt, eine nennenswerte Neubildung von Sandhabitaten unterhalb der mittleren Hochwasserlinie nur im Bereich des künstlich angelegten Sandauffangbeckens bei Vreden stattzufinden scheint“, scheint sich damit zu bestätigen.

Da insbesondere zur Besiedlung dynamischer Lebensräume, wie z. B. vegetationsarmer Fließgewässerufer, ein hohes Ausbreitungsvermögen von Bedeutung ist (DEN BOER 1990a, 1990b), sind geringe Körpergröße und Flugfähigkeit typische Merkmale von Laufkäferarten, die Habitatinseln erfolgreich besiedeln (RANTA & AS 1982). Die vorliegende Untersuchung bestätigt dies eindrucksvoll, da der Großteil aller nachgewiesenen Arten, nämlich 97 %, potentiell flugfähig ist.

Abschließend lässt sich feststellen, dass auch aus carabidologischer Sicht Redynamisierungsmaßnahmen, wie sie im NSG Berkelaue durchgeführt wurden, durchaus erfolgreich und begrüßenswert sind; bieten sie doch vielen spezialisierten und durch Flussregulierungen und dessen ökologische Folgen selten gewordenen Arten wertvollen Lebensraum.

4.8 Zusammenfassende Auswertung – E+E-Vorhaben „Berkelaue“

BEARBEITUNG: STEFFEN STEENKEN, MARCEL KLEINSCHMIDT, DOMINIQUE REMY – UNIVERSITÄT OSNABRÜCK

Um den Gesamterfolg des E+E-Vorhabens einschätzen zu können, wird im Nachfolgenden zunächst noch einmal die Gesamtentwicklung der untersuchten Organismengruppen kurz skizziert. Im Anschluss erfolgt die Zielkontrolle, in der geprüft wird, inwiefern die beobachteten Entwicklungen den Zielstellungen entsprechen und somit die Ziele erreicht wurden. Auf gleiche Weise werden dann auch die Maßnahmen auf ihren Erfolg hin betrachtet. Darauf folgen eine Zusammenstellung verschiedener Problemfelder, die sich ggf. negativ auf den Vorhabenserfolg ausgewirkt haben, und eine Auflistung von Empfehlungen für die weitere Entwicklung des Projektgebietes. Zuletzt wird der Gesamterfolg des Vorhabens im Fazit abschließend bewertet.

4.8.1 Entwicklungstrends im Überblick

Die Entwicklung der Vegetation in der Berkelaue ist im westlichen Drittel geprägt von der Ausbreitung verschiedener Röhrichtgesellschaften und dem spontanen Aufwuchs von Grauweidenbüschen auf ehemaligen Grünlandflächen infolge von Sukzession und Wiedervernässung. Die Auwaldentwicklung im mittleren Abschnitt verläuft langsam, aber in die gewünschte Richtung. Die Krautschichten bereits bestehender Gehölzbestände zeigen einen zunehmenden, wenn auch kennartenarmen, Feuchtwaldcharakter. Im östlichen Drittel sind die extensiven Weideflächen im Wesentlichen unverändert geblieben. Etwa ein Fünftel der dortigen Fläche wird von Flutrasen eingenommen. Im Ganzen betrachtet erhöhte sich die Struktur- und Artenvielfalt im Untersuchungsgebiet deutlich, wobei die Artanzahl gegenüber der letzten Kartierung aus dem Jahr 2002 jedoch wieder geringfügig abgenommen hat. Einige typische Grünlandarten sind mit fortschreitender Sukzession verdrängt worden, an ihrer Stelle siedelten sich andere wertvolle Arten an, die von der Wiedervernässung profitierten. Besonders bemerkenswert ist der Fund des Ysop-Blutweiderichs (*Lythrum hyssopifolia*) auf der Zufahrt zum Sandfang.

Die Anzahl der Brutvogelarten des UG stieg bis ins Jahr 1998 von 41 auf 53 Arten an. Danach stagnierte die Artanzahl und befindet sich mit 54 im Untersuchungsjahr 2017 bzw. 49 Arten 2018 auch weiterhin relativ stabil auf diesem Niveau. Zu den Profiteuren des Vorhabens zählen insbesondere Arten offener Feuchtlebensräume wie Röhrichten und Hochstaudenfluren sowie Arten halboffener, reich strukturierter Auenlebensräume. Die Ausbildung einer auwaldtypischen Avizönose im mittleren Projektabschnitt wird dagegen wahrscheinlich noch einige Zeit benötigen. Die Grünlandflächen im östlichen Drittel weisen kaum Brutvögel auf. Anlass zur Sorge gibt das frühe Trockenfallen der Lebensräume der Wasserralle, deren Brut aktuell nicht mehr bestätigt werden konnte.

In Bezug auf Amphibien, Libellen und Heuschrecken kann die Berkelaue heute nur ein für Naturschutzgebiete durchschnittliches Arteninventar aufweisen, das sich hauptsächlich aus Arten zusammensetzt, die in NRW noch häufig sind. Die Amphibienbestände sind gegenüber den früheren Untersuchungen weitgehend stabil geblieben, wobei sich die Teichfroschbestände vergrößerten. Der Bergmolch wurde allerdings nicht mehr nachgewiesen. Bei Libellen und Heuschrecken ist die langfristige Entwicklung der Artengruppen als Ganzes nicht beurteilbar, da die vorangegangenen Untersuchungen auf je eine repräsentative Art beschränkt waren. Die aktuelle Libellenpopulation zeichnet sich durch hohe Dichten typischer, aber häufiger Fließgewässerarten aus. Die Heuschreckenfauna ist charakterisiert durch das Fehlen von Arten mit höheren Ansprüchen an Bodenfeuchte, Vegetationsstruktur oder Nutzungsart. Noch vergleichsweise arten- und individuenreich sind die Grünlandflächen im östlichen Drittel des UG.

Die Laufkäferfauna konnte aktuell nur noch in den Uferbereichen bearbeitet werden. Dort zeigt sich, dass Arten offener Sandflächen insbesondere von der Anlage des Sandfangs profitierten. Auf der übrigen Projektstrecke haben die Stetigkeiten einiger typischer Uferarten dagegen abgenommen, da gerade höhergelegene Rohbodenflächen schneller überwachsen werden als sie durch eigendynamische Prozesse neu entstehen. Für den Zeitraum bis 2002 zeigten die Untersuchungen im Bereich der Aue zudem, dass Arten offener Sumpflebensräume von den Maßnahmen zur Wiedervernässung profitierten.

Tabelle 26: Überblick über die Entwicklung der an der Berkel untersuchten Artengruppen. Für jede Artengruppe ist der Zustand im Allgemeinen (allg.) und speziell in Hinblick auf wertgebende Arten (**wertg.**) angegeben. Zustände: rot = rudimentär; orange = defizitär; gelb = mäßig; hellgrün = gut; dunkelgrün = sehr gut. Entwicklungstrends: ↗ = positiv; → = gleichbleibend; ↘ = negativ. Erfolg: rot = sehr negative Veränderung; orange = negative Veränderung; gelb = keine Veränderung; hellgrün = positive Veränderung; dunkelgrün = sehr positive Veränderung.

Parameter		Zustand			Maßnahmen	Erfolg
		'89	'02	'18		
Vegetation	allg.		↗	↗	Positiv: Wiedervernässung, Nutzungsaufgabe, extensive Mahd, Initialpflanzungen, Sandfang	+
	wertg.		↗	↗		
Amphibien	allg.		↗	→	Positiv: Wiedervernässung	+
	wertg.		↗	→	Negativ: Nutzungsaufgabe (Verlandung)	
Heuschrecken*	allg.				Positiv: Extensive Beweidung, Wiedervernässung, Nutzungsaufgabe; Negativ: Nutzungsaufgabe	+
	wertg.		↗	↗		
Libellen*	allg.				Positiv: Nutzungsaufgabe, Wiedervernässung	+
	wertg.		→	→		
Laufkäfer	allg.		↗	→	Positiv: Wiedervernässung, Nutzungsaufgabe, Sandfang	+
	wertg.		↗	↘		
Avifauna	allg.		↗	→	Positiv: Wiedervernässung, Nutzungsaufgabe, Initialpflanzungen, Sandfang	+
	wertg.		↗	↘		

*Heuschrecken und Libellen wurden ursprünglich nur anhand jeweils einer einzigen repräsentativen Art untersucht.

4.8.2 Zielkontrolle

4.8.2.1 Eigendynamische Entwicklung der Berkel

Morphodynamische Prozesse zeigen sich an der Berkel am deutlichsten an den Ufern in Form von Abbrüchen und Prallhang-/Gleithang-Situationen, die abschnittsweise gehäuft auftreten. Von den - infolge der starken Sohleintiefung der Berkel – hohen Abbruchkanten profitieren vor allem Eisvogel und Gebirgsstelze, aber auch andere Arten profitieren von der erhöhten Strukturvielfalt. Die offenen Rohbodenstandorte bieten zudem Lebensraum für ripicole Laufkäferarten, allerdings zeigt sich, dass die Stetigkeit dieser Arten gegenüber den vorangegangenen Untersuchungen abgenommen hat, da vor allem die höher gelegenen Rohböden mit der Zeit zuwachsen und keine ausreichende eigendynamische Neubildung dieser Strukturen stattfindet. Wie bereits von FRITZE (2007) vermutet, findet eine regelmäßige Neuentstehung ufertypischer Sandhabitats nur im Bereich des Sandfangs statt, der auch die meisten ripicolen Laufkäfer beherbergt.

Ein weiteres wichtiges Strukturelement sind die zahlreichen Sturzbäume an der Berkel. Dabei handelt es sich überwiegend um Hybridpappeln. Diese Sturzbäume erhöhen die

Strömungs-, Substrat und Strukturdiversität. Sie stellen zudem ein wichtiges Habitatelement für fließgewässertypische Libellenarten dar, deren Ansiedlung an der Berkel zukünftig noch zu erwarten ist. Aktuell werden Sturzbäume, die aus Sicht des Hochwasserschutzes ein Problem darstellen könnten, durch den Kreis Borken entfernt.

Während die Krümmungserosion an der Berkel noch recht intensiv ist und abschnittsweise auch Laufverlagerungen zu erkennen sind, bleibt die Morphodynamik fast völlig auf Ufer und Sohle des Fließgewässers beschränkt. Aufgrund ihrer großen Einschnitttiefe erreicht die Berkel nur selten die Aue, weshalb geländeverändernde Prozesse wie die Entstehung neuer Mulden und Tümpel, die für Amphibien und Libellen von Bedeutung wären, kaum stattfinden. Infolge der hydrologischen Entkopplung ist die Entwicklung der Berkelaue mehr durch Sukzession und Pflege geprägt als durch eine autotypische Morphodynamik.

Somit ist festzuhalten, dass zwar durchaus eigendynamische Entwicklungen in der Berkelaue stattfinden, jedoch nur in beschränktem Umfang. Dies ist aber weniger auf Fehler oder Versäumnisse bei der Renaturierung als vielmehr auf limitierende Faktoren zurückzuführen, die von außen in das UG hineinwirken. Gemeint sind damit das anthropogen überprägte Abflussgeschehen der Berkel mit starken Abflussspitzen, die sich erodierend auf die Gewässersohle auswirken, die Wasserkraftnutzung in Stadtlohn und Vreden und, nicht zuletzt, der Hochwasserschutz dieser Ortslagen. Das E+E-Vorhaben hat in Bezug auf Eigendynamik letztendlich erreicht, was ohne Einflussnahme auf die wasserwirtschaftlichen Interessen der anliegenden Ortschaften erreicht werden konnte.

4.8.2.2 Natürliche Entwicklung der Aue

Langfristiges Ziel des Renaturierungsvorhabens war die Etablierung von Auwald durch natürliche Sukzession (westliches Drittel des UG) bzw. mit Starthilfe durch Initialpflanzungen (mittleres Drittel).

Die Entwicklung von Auwald durch Initialpflanzungen lief schleppend an. Durch Wildverbiss, Trockenheit und Hochwasser kam es zu Beginn zu hohen Ausfällen, sodass man sich nach einigen Jahren dazu entschied noch einmal nachzupflanzen. Bis zum Ende des E+E-Vorhabens waren diese Flächen noch als Brachestadien anzusprechen. Heute handelt es sich um lichte Bestände mit einer vielfältigen, aber noch nicht walddtypischen Krautschicht, die vor allem von Grünlandarten und nitrophytischen Hochstauden gekennzeichnet ist. Insgesamt gesehen ist die Auwaldentwicklung in diesem Teilabschnitt zwar vorangeschritten und grundsätzlich auf dem richtigen Weg, aber noch weit davon entfernt abgeschlossen zu sein. Eine abschließende Bewertung wird erst in mehreren Jahrzehnten sinnvoll durchführbar sein.

Im völlig der Sukzession überlassenen Teilabschnitt beschränkt sich die Auwaldentwicklung vornehmlich auf den Aufwuchs von Ufergehölzen. Auf einer Teilfläche, die bereits zu Beginn des E+E-Vorhabens mit Röhricht bewachsen war, hat sich zudem mittlerweile ein flächiges Grauweidengebüsch etabliert. In den neu entstandenen Röhricht- und Hochstaudenflächen hält sich die Gehölzentwicklung dagegen noch in Grenzen, da die Wuchshöhe und -dichte dieser Gesellschaften nur eine allmähliche Gehölzentwicklung zulassen und es sich somit um relativ langlebige Sukzessionsstadien handelt. Auf lange Sicht ist aber auch in diesen Bereichen mit dem Aufwuchs weiterer Grauweiden zu rechnen.

Grundsätzlich hat sich in diesem Teilabschnitt ein abwechslungsreiches Vegetationsmosaik etabliert. Die Maßnahmen zur Wiedervernässung führten zur starken Ausbreitung von Röhrichten und anderer feuchtigkeitsliebender Pflanzengesellschaften. Auch die Krautschichten bereits vorhandener Gehölze beginnen Feuchtwald-Charakter zu zeigen. Aktuell zeigen sich

aber auch Hinweise auf eine im Vergleich zu den vorigen Untersuchungen verschlechterte Wasserversorgung der Aue:

- Eine auffällig verringerte Halmdichte in den Röhrichten
- Verlust eines Brutplatzes der Wasserralle durch frühzeitiges Trockenfallen
- Trockenfallen einiger vormals ganzjährig wasserführender Stillgewässer

Ob dies projektbedingt oder auf den Klimawandel zurückzuführen ist, lässt sich an dieser Stelle nicht beantworten.

Aus faunistischer Sicht ist für die Aue insgesamt eine positive Entwicklung der untersuchten Organismengruppen zu verzeichnen. Der größte Artenzuwachs ereignete sich dabei bis Ende der 90er Jahre. Aktuell ist bei Avifauna und Amphibien wieder ein leichter Rückgang bzw. Stagnation zu verzeichnen.

Grundsätzlich entsprechen die bisherige Entwicklung und der gegenwärtige Zustand der Aue somit der Zielstellung des Vorhabens. Es fehlt allerdings noch die hydrologische Kopplung von Fluss und Aue, die nötig wäre, um die Entstehung auentypischer Sonderstandorte zu fördern.

4.8.2.3 Erhaltung und Entwicklung von auentypischem Extensivgrünland

Diese Zielstellung wurde schwerpunktmäßig im östlichen Teilabschnitt des UG verfolgt, um einen ungehinderten Abfluss von Hochwässern aus der Ortslage Stadtlohn zu gewährleisten. Die Grünlandextensivierung erfolgte hauptsächlich über Verpachtung der im UG erworbenen Flächen an interessierte Landwirte unter Auflagen zur leitbildgemäßen Nutzung.

Bei den extensiven Weideflächen handelt es sich überwiegend um Weidelgras-Weißklee-Weiden, deren Artenzusammensetzung sich seit Beginn des Vorhabens kaum verändert hat. Ein Fünftel ist als Feuchtweide anzusprechen. An vereinzelten Stellen haben sich großflächigere Flutrasen etabliert.

In Hinblick auf die Heuschreckenfauna weisen die Extensivweiden die höchsten Arten- und Individuenzahlen auf. In hohen Dichten tritt dort vor allem der Weißrandige Grashüpfer (*Chorthippus albimarginatus*) auf. Grundsätzlich kommen diese Flächen auch als Habitat für die Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum*) infrage, die aktuell nur in Einzeltieren nachgewiesen wurde. Ansonsten fehlen anspruchsvollere Arten. Für Brutvögel sind die Flächen kaum von Bedeutung; lediglich Blässhuhn und Stockente brüten dort. Als Gastvögel bzw. Durchzügler sind einige Limikolen wie Austernfischer, Flusssuferläufer und Waldwasserläufer hervorzuheben, die an einer Blänke beobachtet werden konnten.

Im Ganzen war die Entwicklung auentypischen Extensivgrünlands im östlichen Teilabschnitt nur mäßig erfolgreich, möglicherweise aufgrund noch zu hoher Nutzungsintensität. Etwas besser hat sich eine Extensivwiese im westlichen Abschnitt entwickelt. Dort konnte durch extensive Mahd und Wiedervernässung großflächig Knickfuchsschwanz-Rasen etabliert werden.

4.8.2.4 Verwirklichung eines Schrittes zum Aufbau eines Biotopverbundes entlang der gesamten Berkel

Die Berkel ist im Jahr 1993, fünf Jahre nach Beginn des E+E-Vorhabens, als besonders bedeutsamer Teil des landesweiten Biotopverbundsystems in das Gewässer-Auenprogramm des Landes Nordrhein-Westfalen aufgenommen worden. Dies führte in den Folgejahren zur Ausweisung beinahe der gesamten Berkel zwischen Stadtlohn und ihrer Quelle bei Billerbeck als Naturschutzgebiet. Darüber hinaus ist die gesamte Berkel von der Quelle bis nach Vreden als FFH-Gebiet gemeldet worden. Unterhalb von Vreden bis zur niederländischen Grenze ist die Berkel als Landschaftsschutzgebiet ausgewiesen worden.

Das 1999 fertiggestellte Berkelaufenkonzept (BEZIRKSREGIERUNG MÜNSTER 1999) enthält ein Entwicklungskonzept für die gesamte Berkelaue und wird auf freiwilliger Basis von den beteiligten Kreisen und Städten umgesetzt. So liefen und laufen entlang der Berkel verschiedene Vorhaben zur ökologischen Aufwertung der Berkelaue, die sich allerdings nicht immer explizit auf das Berkelaufenkonzept oder das E+E-Vorhaben beziehen. Aktuelle Vorhaben sind „Berkelstadt Coesfeld“ (www.coesfeld.de) und die "Naturnahe Entwicklung von Berkel und Berkelquelle in Billerbeck" (BEZIRKSREGIERUNG MÜNSTER 2019).

Im E+E-Gebiet selbst wurde unterhalb der Ortslage Stadtlohn der Berkellauf im Winter 2018/19 auf einer Strecke von 900 m aufgeweitet, um ein natürlicheres Gewässerprofil zu schaffen, und Totholz eingebracht. Zudem wurde ein ehemals begradigter Zufluss auf 400m naturnah neugestaltet.

Es gibt also auch weiterhin Projekte zur ökologischen Aufwertung der Berkelaue. Es scheint sich nach unseren Informationen aber größtenteils um Einzelprojekte zur Erfüllung der EU-Wasserrahmenrichtlinie zu handeln, die nicht explizit auf Aufbau eines Biotopverbundes entlang der Berkel hin ausgerichtet und koordiniert sind. Der Grundstein für den Aufbau eines Biotopverbundes ist durch das E+E-Vorhaben und die parallel dazu laufende Unterschutzstellung weiterer Teile der übrigen Berkelaue aber grundsätzlich gelegt worden.

4.8.3 Maßnahmenkontrolle

4.8.3.1 Wiedervernässung

Zur Verbesserung der hydrologischen Verhältnisse wurden in den westlichen und mittleren Teilabschnitten des UG vorhandene Drainagen entfernt oder so umgebaut, dass zwar die Entwässerung von Flächen außerhalb des Projektgebietes weiter gewährleistet war, aber keine weitere Entwässerung der Aue stattfand. Zusätzlich wurden Binnen- und Entwässerungsgräben aufgestaut.

Im westlichen Drittel des UG kam es zur starken Ausbreitung von Röhrichtgesellschaften und feuchten Hochstauden. Davon profitierten vor allem Vogelarten wie Teichrohrsänger, Rohrweihe und Wasserralle und die Kurzflügelige Schwertschrecke, deren Bestände stark zunahmen. Auch Laufkäferarten offener Feuchtlebensräume zeigten eine positive Reaktion auf die Maßnahme. Die Blänken, deren Entstehung durch die Wiedervernässung gefördert wurde, sind zudem für den Grasfrosch von Vorteil, der auch temporäre Gewässer gut nutzen kann.

Im mittleren Abschnitt ist nur eine Teilfläche wiedervernässt worden. Dort haben sich ebenfalls Röhrichte und Hochstauden ausgebreitet. Zudem beginnen die Krautschichten der Gehölzbestände, die bereits vor Vorhabensbeginn in der Berkelaue vorhanden waren, mittlerweile Feuchtwaldcharakter zu zeigen.

Die Maßnahme war somit sehr zielführend und hat sich positiv auf die Entwicklung

verschiedener autotypischer Arten(gruppen) ausgewirkt. In Bezug auf die technische Umsetzung ist darauf hinzuweisen, dass die Grabenverschlüsse mehrfach nachgearbeitet werden mussten, da sich das angestaute Wasser immer wieder neue Wege um die Verschlüsse herum gebahnt hatte.

In Hinblick auf die bereits genannten Anzeichen für ein Trockenerwerden (vgl. Kap. 4.8.2.2) wäre zudem zu überprüfen, ob die Grabenverschlüsse noch funktional sind und wirklich alle Drainagen beseitigt wurden.

4.8.3.2 Freie Sukzession

Durch die freie Sukzession im westlichen Teil des UG sind die vormaligen Wirtschaftsgrünländer allmählich in einen strukturreichen Komplex aus Rohrglanzgras-Röhrichten, feuchten Hochstaudenfluren und Kriechrasen umgewandelt worden. Dabei sind Kriechrasengesellschaften nach starker Ausbreitung im Vergleich zu 2002 wieder deutlich zurückgegangen und von Röhrichten und Hochstauden abgelöst worden. Durch die Verdrängung von Grünlandstandorten kam es zum Verlust einiger seltener Grünlandpflanzen. An ihrer Stelle siedelten sich jedoch andere wertvolle Arten mit höheren Feuchtigkeitsansprüchen an wie *Carex echinata*, *C. demissa* und *Veronica scutellata*.

Spontaner Gehölzaufwuchs ist heute vielerorts zu verzeichnen. Am weitesten fortgeschritten ist die Entwicklung der Grauweiden, die in Röhrichten aufgewachsen sind, die bereits zu Projektbeginn vorhanden waren. Dort bilden die Grauweiden bereits kleinere, geschlossene Bestände. Für die jüngeren Röhrichte, die erst im Zuge der Renaturierung entstanden sind, ist auf Dauer davon auszugehen, dass sich dort ebenfalls Grauweidengebüsche ausbreiten werden.

Vom gesteigerten Struktur- und Nahrungsangebot profitierte die Avifauna, insbesondere Röhrichtbewohner. Auch für Libellen stellen die nun strukturreicheren Flächen wichtige Jagdhabitats dar. Von besonderer Bedeutung sind die unbewirtschafteten Gewässerrandstreifen als Reife- und Schlupfhabitats. Dies spiegelt sich in hohen Dichten der Gebänderten Prachtlibelle und der Federlibelle wieder. Zumindest über die Laufzeit des E+E-Vorhabens ist auch für die Laufkäfer ein positiver Einfluss auf Arten offener Sumpfhabitats dokumentiert (FRITZE 2007). Unter den Heuschrecken profitieren nur die Kurzflügelige und die Langflügelige Schwertschrecke von der Ausbreitung der Röhrichte und Hochstauden. Da das langfristige Entwicklungsziel die Auwaldentwicklung ist, wird zukünftig mit einem Rückgang auch dieser Arten zu rechnen sein. Für Amphibien kann die freie Sukzession bei mangelnder Auendynamik zum Problem werden, da sie langfristig zur Verlandung der Laichgewässer führen kann.

Durch das Zulassen freier Sukzession sind im Ganzen betrachtet also eine Reihe an Arten gefördert worden, die typisch sind für offene Feuchtlebensräume. Die langfristig angestrebte Auwaldentwicklung befindet sich allerdings noch in den Anfängen und wird noch Zeit brauchen. Was der Aue noch fehlt, sind typische, dynamische Sonderstrukturen wie z.B. Mulden oder Schwemmfächer und die dazugehörigen Vegetationseinheiten.

4.8.3.3 Initialpflanzungen zur Auwaldentwicklung

Gepflanzt wurden im mittleren Teilabschnitt des UG Stieleichen, Eschen, Hainbuche, Erlen in einer Dichte von ca. 500 Setzlingen je Hektar. Die erste Pflanzung im Jahr 1996 verzeichnete hohe Ausfallquoten wegen starker Trockenheit, eines starken Hochwassers im Folgejahr und durch Wildverbiss. Um dies zu kompensieren, wurde 1999 daher noch einmal nachgepflanzt.

Die Auwaldentwicklung geht langsam voran und ist noch lange nicht abgeschlossen. Die

Pflanzungen sind heute i.d.R. noch licht und es ist noch kein völliger Kronenschluss erreicht. Darüber hinaus sind viele der gepflanzten Eschen abgängig (Eschentriebsterben). Die Krautschichten sind noch immer vorwiegend von Grünlandarten und Brennesselfluren geprägt.

Eine abschließende Bewertung der Maßnahme kann an dieser Stelle noch nicht vorgenommen werden, da sich erst, wenn der Kronenschluss erfolgt und sich ein Waldinnenklima etabliert hat, herausstellen wird, ob die Pflanzungen letztendlich wirklich Auwaldcharakter annehmen werden. Prinzipiell ist für die Pflanzungen unter den aktuellen Bedingungen eine Entwicklung zum Hartholzauwald anzunehmen.

4.8.3.4 Anlage eines naturnah gestalteten Sandfangs

Der in Art eines Altarmes bzw. Nebengerinnes angelegte Sandfang erfüllt nicht nur seine Funktion als Sedimentfalle, sondern hat sich im Lauf der Jahre als wertvolle Sonderstruktur in der Berkelaue herausgestellt. Durch die relativ regelmäßige Räumung des Sandfangs im Abstand von einigen Jahren und den Eintrag immer wieder neuer Sedimente entstehen dort großflächige und vegetationsarme Sandbänke.

Diese offenen Sandflächen beherbergen zahlreiche ripicole Laufkäferarten. Aktuell handelt es sich um den Untersuchungsstandort mit den höchsten Laufaktivitäten und Artanzahlen hinsichtlich uferbewohnender Laufkäfer. Während dort regelmäßig besonnte Offenböden neu entstehen, scheinen solche Lebensräume am übrigen Berkelabschnitt aufgrund mangelnder Dynamik und zunehmender Beschattung durch Ufergehölze langsam seltener zu werden.

Die offenen Sandbänke sind zudem auch für die Avifauna von Wert. Im Jahr 2000 fand dort ein Brutversuch des Flussregenpfeifers statt. Auch in der Umgebung brütende Austernfischer suchten den Sandfang regelmäßig auf.

Weiterhin bemerkenswert ist der Fund des in NRW als stark gefährdet eingestuften Ysop-Blutweiderichs (*Lythrum hyssopifolia*) in beiden Untersuchungsjahren auf der Zufahrt zum Sandfang. Die Art profitiert von Staunässe und dem Fehlen höherer Vegetation auf der Fahrspur.

Die Anlage des Sandfangs, die ursprünglich nur aus wasserwirtschaftlichen Bedenken heraus in das Maßnahmenkonzept aufgenommen wurde, ist somit auch aus ökologischer Sicht als Erfolg zu werten. Die Räumungen und Sedimentationsprozesse schaffen dort eine Dynamik, wie sie am übrigen Berkelabschnitt kaum zu finden ist.

4.8.3.5 Sukzessive Extensivierung der Grünlandnutzung durch Erwerb und Vertragsnaturschutz

Die Maßnahme betrifft hauptsächlich das östliche Drittel des UG unterhalb von Stadtlohn. Dort sind überwiegend Flächen erworben und zur extensiven Beweidung mit zwei bzw. vier Großvieheinheiten verpachtet worden. Für den Vertragsnaturschutz auf privaten Flächen konnten dagegen kaum Interessenten gefunden werden, weshalb diese Vorgehensweise im Projektgebiete kaum eine Rolle spielt.

Die extensiv bewirtschafteten Weiden haben sich aus vegetationskundlicher Sicht kaum verändert. Es dominieren nach wie vor Weidelgras-Weißklee-Weiden. Lokal haben sich in Senken Flutrasen ausgebildet. Auch als Bruthabitat für Vögel sind die Weideflächen kaum von Bedeutung. Sie dienen vor allem als Nahrungshabitat für Arten, die angrenzende Strukturen besiedeln. Zudem wird eine größere Blänke in diesem Bereich regelmäßig von durchziehenden Limikolen aufgesucht. Den größten Wert besitzen die Extensivweiden aktuell für die Heuschreckenfauna, die dort die höchsten Arten- und Individuenzahlen aufweist, wobei auch dort

Arten mit höheren Ansprüchen an Bodenfeuchte, Vegetationsstruktur und Nutzung fehlen.

Aus naturschutzfachlicher Sicht und speziell in Hinblick auf die Förderung autotypischer Arten(gruppen) sind auf den Extensivweiden wenige Fortschritte erzielt worden. Die Hauptleistung dieser Maßnahme ist nach wie vor die Offenhaltung der Flächen und damit die Gewährleistung eines ungehinderten Hochwasserabflusses aus der oberliegenden Ortslage, was eine Grundvoraussetzung für die Durchführung des Gesamtvorhabens war.

4.8.4 Problemfelder

Trotz der vergleichsweise günstigen Ausgangslage im Untersuchungsgebiet – die Berkel galt zu Beginn des E+E-Vorhabens als eines der letzten naturnahen Gewässer des westlichen Münsterlandes – zeigen die Ergebnisse der Erfolgskontrolle, dass die Entwicklung naturnaher Auenstrukturen und -zönosen nur in eingeschränktem Umfang stattfindet, da die dazu nötigen dynamischen Prozesse in der Aue nicht stattfinden. **Morphodynamische Prozesse bleiben an der tief in die Aue eingeschnittenen Berkel weitgehend auf Sohle und Ufer beschränkt.** Sie äußern sich vor allem in einer ausgeprägten Krümmungserosion. Die Entstehung autotypischer Sonderstrukturen wie Mulden- und Rinnenstrukturen, Schwemmfächern oder höhergelegenen Sandbänken bleibt dagegen weitgehend aus, da die Berkel nur selten die Aue erreicht. So fehlt auch eine regelmäßige Störung der Sukzession in der Aue durch Hochwasserereignisse. Eine nennenswerte Neubildung von Pionierstandorten bleibt infolgedessen auf den künstlich angelegten Sandfang beschränkt.

Grundsätzlich besteht an dieser Stelle ein Interessenskonflikt zwischen der natürlichen Entwicklung der Berkel einerseits und Siedlungshochwasserschutz, Entwässerung von Agrarflächen und Wasserkraftnutzung andererseits.

Die unzureichende hydrologische Kopplung von Fluss und Aue könnte zudem den Maßnahmen zur Wiedervernässung der Aue entgegenwirken. Es wäre durchaus denkbar, dass hier ein Zusammenhang zu den unter 4.8.2.2 genannten Anzeichen für eine verschlechterte Wasserversorgung der Aue besteht. Weitere mögliche Faktoren, die zur Austrocknung der Aue beitragen könnten, sind ein hoher Wasserverbrauch durch die landwirtschaftliche Nutzung in der Umgebung und gestiegene Durchschnittstemperaturen in Verbindung mit geringeren Niederschlägen infolge des Klimawandels.

Als potentiell schädlich sind auch intensiv bewirtschaftete Ackerflächen anzusehen, die oberhalb der Terrassenkante unmittelbar an das UG angrenzen. Die dort ausgebrachten Pestizide und Düngemittel können bei stärkeren Niederschlägen über Oberflächenabflüsse in die Aue eingetragen werden.

4.8.5 Empfehlungen

Die nachfolgende Liste der Empfehlungen enthält Schritte, um bestehenden oder zu erwartenden Defiziten in der Berkelaue entgegenzuwirken. Sie orientiert sich an den auenökologischen Notwendigkeiten und erhebt keinen Anspruch auf Realisierbarkeit:

Sohlanhebung - Um die Entstehung wertgebender Auenstrukturen zu ermöglichen, bedarf es einer stärkeren Kopplung von Fließgewässer und Aue. Durch Anhebung der Sohle könnte einerseits verhindert werden, dass die Berkel bei niedrigen Wasserständen entwässernd auf ihre Aue wirkt, und andererseits erreicht werden, dass die Berkel bereits bei kleineren Hochwässern die Aue erreicht und somit mehr Dynamik in die Aue gebracht wird. Dies würde sich positiv auf die gesamte Auenbiozönose auswirken.

Verstärkte Wiedervernässung – Angesichts erster Anzeichen einer verschlechterten Wasserversorgung der Aue und mit Hinblick auf zukünftig zu erwartende Klimaveränderungen sollte geprüft werden, ob in der Aue noch Gräben existieren, die zur Wiedervernässung verschlossen werden könnten. Zudem wäre noch einmal zu prüfen, ob wirklich alle Drainagen, die im Zuge der Renaturierung inaktiviert worden sind, noch außer Kraft sind.

Anlage und Optimierung von Kleingewässern – Solange keine hinreichende Auendynamik stattfindet, wird die Anlage neuer Stillgewässer empfohlen, um das Spektrum an Stillgewässern in unterschiedlichen Sukzessionsstadien zu erweitern und auf lange Sicht den Verlust von Stillgewässern durch Verlandung zu kompensieren. Zusätzlich könnten – mit der nötigen Vorsicht – bestehende Gewässer vertieft und revitalisiert werden.

Belassen von Sturzbäumen – Totholz stellt ein äußerst wichtiges Strukturelement in Fließgewässern dar. Sturzbäume sollten daher nur dann entfernt werden, wenn dies zwingend notwendig ist. Parallel sollten Anwohner über die tatsächlichen Risiken der Sturzbäume in der Berkel aufgeklärt werden, um die Akzeptanz zu steigern.

Weidemanagement – Da sich die Weideflächen aus vegetationskundlicher und avifaunistischer Sicht als relativ artenarm präsentieren, sollte das aktuelle Weidemanagement noch einmal überdacht werden. Aktuell besitzen die Flächen überwiegend Standweidencharakter. Durch eine weitere Extensivierung könnte eine Steigerung der Strukturvielfalt und Attraktivität für bodenbrütende Vögel erreicht werden. Auch wäre zu prüfen, ob die Bewirtschaftungsvorgaben noch eingehalten werden.

4.8.6 Fazit

Alles in allem stellt sich die Entwicklung der Berkelaue sehr positiv dar. Die untersuchten Artengruppen zeigen im Allgemeinen langfristig positive Entwicklungstrends. Speziell im Hinblick auf anspruchsvollere Auenarten zeigen sich mittlerweile jedoch leicht negative Tendenzen (vgl. Tabelle 26). Dies geht im Fall der Laufkäfer auf die zunehmende Beschattung der Berkelufer durch aufkommende Gehölze und eine unzureichende Dynamik in höhergelegenen Uferbereichen zurück. Im Fall der Avifauna sind die Ursachen in regionalen Bestandschwankungen einerseits und einer möglicherweise zunehmenden Trockenheit der Aue zu suchen.

Als besonders zielführende Maßnahme hat sich die Wiedervernässung durch Grabenaufstau und Drainagenverschluss herausgestellt. In Verbindung mit ungelenkter Sukzession führte sie im westlichen Teilabschnitt der Berkelaue zur Ausbreitung feuchtigkeitsliebender Sukzessionsstadien von Kriechrasen und Röhrichten bis hin zu Grauweidengebüsch, die sich aktuell vor allem auf älteren Röhrichtflächen ausbreiten. Die Wiedervernässung führte somit zu einer Erhöhung der Strukturvielfalt und zur Ausbreitung autotypischer Vegetationskomplexe, wovon insbesondere die Avifauna stark profitierte. Im stärker durch Gehölze geprägten mittleren Teilabschnitt führte die Wiedervernässung zu einem zunehmenden Feuchtwaldcharakter der Krautschicht der bereits vorhandenen Gehölzbestände.

Unerwartet positiv wirkte sich auch die Anlage des Sandfangs aus. Die großflächigen Sandbänke, die dort immer wieder aufs Neue entstehen, bieten einen nahezu idealen Lebensraum für ripicole Laufkäfer, ermöglichen die Ansiedlung von Pionierpflanzen und scheinen auch für Limikolen von Interesse zu sein, wie ein Brutversuch des Flussregenpfeifers zeigt. Bedauerlicherweise bleibt die Entstehung derartiger Lebensräume an der Berkel auf den Sandfang beschränkt, da dem Fließgewässer aufgrund seiner tiefliegenden Sohle die Möglichkeit fehlt auch höhergelegene Uferbereiche umzugestalten. So bleibt die Dynamik der Berkel fast

gänzlich auf eine ausgeprägte Krümmungserosion beschränkt.

Hier zeigt sich ein Kernproblem, das an der Berkel nach wie vor besteht: Die tief ins Gelände eingeschnittene Berkel erreicht zu selten ihre Aue und ist dementsprechend nicht in der Lage, morphodynamisch auf diese einzuwirken. Die Folge dieser hydrologischen Entkopplung von Fluss und Aue ist das weitgehende Fehlen autotypischer, dynamischer Geländestrukturen und ein ungehindertes Fortschreiten der Sukzession, das langfristig zum Verlust von Pionierstandorten und zur Verlandung von Stillgewässern führt. So bleiben als prägende Triebkräfte für die Entwicklung der Berkelaue nur Sukzession und extensive Bewirtschaftung.

Letztere wird überwiegend im östlichen Teilabschnitt unterhalb von Stadtlohn und vornehmlich zum Zweck der Gewährleistung des Hochwasserabflusses aus der angrenzenden Ortslage betrieben. Im Gegensatz zu den Flächen unter freier Sukzession haben sich die dortigen Extensivweiden kaum verändert und aus auenökologischer Sicht auch nur wenig an Wertigkeit hinzugewonnen. Die Hauptleistung dieser Flächen besteht vielmehr darin, Erfordernisse des Siedlungshochwasserschutzes zu erfüllen und interessierten Landwirten eine Folgenutzung in der Aue anbieten zu können, was der Akzeptanz des Vorhabens sicherlich zuträglich ist.

Grundsätzlich ist in der Berkelaue mit vergleichsweise behutsamen Maßnahmen viel erreicht worden. Das ist zum einen der relativ günstigen Ausgangslage zu verdanken, zum anderen dem enormen Aufwand, der betrieben wurde, um die für die Umsetzung des Entwicklungskonzeptes nötigen Flächen unter Wahrung der Freiwilligkeit verfügbar zu machen. Doch obwohl nahezu die gesamte Berkelaue für eine natürliche Entwicklung von Fluss und Aue gesichert werden konnte, bestehen auch heute noch Zwänge und Störeinflüsse, die von außen in das E+E-Gebiet hineinwirken und sein Entwicklungspotential einschränken. Dies betrifft in erster Linie das Hydroregime der Berkel, das durch wasserwirtschaftliche Notwendigkeiten, insbesondere die Gewährleistung des Hochwasserschutzes sowie die Entwässerung von Ortslagen und Agrarflächen, überprägt wird. Die Folgen dieser Überprägung sind Sohleintiefung, mangelnde Auendynamik und die hydrologische Entkopplung von Fluss und Aue. Zukünftig müssen Wege gefunden werden, um diese Hindernisse zu beseitigen ohne dabei in Konflikt mit dem Hochwasserschutz zu geraten. Gerade auch vor dem Hintergrund, dass durch den Klimawandel zukünftig mit einem vermehrten Auftreten von Trockenperioden und Extremwetterlagen zu rechnen ist, bedarf es einer besseren hydrologischen Kopplung, da andernfalls die Gefahr besteht, dass wertvolle Feuchtlebensräume mit ihrer Lebensgemeinschaften aus der Aue verschwinden.

Weitere potentielle Störeinflüsse gehen von der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung aus, die bis an die Terrassenkante heranreicht. Von dort können über Oberflächenabflüsse leicht Düngemittel und Pestizide in die Aue eingetragen werden. Eine denkbare Lösung wäre die Etablierung eines Pufferstreifens oberhalb der Terrassenkante, eines Auenschutzstreifens, der prinzipiell die gleiche Puffer- und Filterfunktion erfüllt wie ein Gewässerrandstreifen.

Die Frage, welche der beiden verfolgten Strategien zur Auwaldbegründung – Sukzession oder Initialpflanzungen – letztendlich die zielführendere ist, lässt sich wegen des noch immer frühen Entwicklungsstadiums, in dem sich die Gehölze befinden, nur schwer beantworten. Ein ernsthafter Vergleich wird sich erst in einigen Jahrzehnten anstellen lassen, wenn die Bestände Waldcharakter angenommen haben. Da für die Sukzessionsflächen mit der weiteren Ausbreitung der Gehölze auf Kosten offener Feuchtlebensräume zu rechnen ist, die für einige bedrohte Arten von Bedeutung sind (z.B. Wasserralle, Rohrweihe), wird auf lange Sicht zu klären sein, ob ein Teil dieser Flächen ggf. freigehalten werden muss, um diese Arten nicht zu verlieren.

Schlussendlich ist festzuhalten, dass von naturschutzfachlicher Seite an der Berkel wenig falsch gemacht wurde und sich das Gebiet erfreulich entwickelt hat. Was der Aue allerdings noch fehlt, ist eine funktionierende Eigendynamik. Dieses Manko ist den äußeren Rahmenbedingungen geschuldet und nur in Kooperation mit der Wasserwirtschaft sinnvoll zu lösen.

Es können somit folgende Kernaussagen aus dem Vorhaben gezogen werden:

- Die Renaturierung der Berkelaue ist weitestgehend erfolgreich verlaufen.
- Erzielt wurde vor allem ein Anstieg der allgemeinen Struktur- und Artenvielfalt. Auentypische Arten haben zwar profitiert, doch deuten die aktuellen Ergebnisse in Teilen leicht rückläufige Entwicklungstendenzen an.
- **Besonders zielführend war die Wiedervernässung durch Grabenaufstau und Drainagenverschluss in Verbindung mit ungelenkter Sukzession.** Sie führte zur Diversifikation der Vegetation und starker Ausbreitung feuchtigkeitsbedürftiger Pflanzengesellschaften.
- Die extensive Beweidung in ihrer jetzigen Form führte nur zu einer geringfügigen Aufwertung der Flächen.
- Bestehende Defizite sind in erster Linie auf Zwänge und Störeinflüsse von außerhalb des Projektgebietes zurückzuführen.
- **Kernproblem des Projektgebietes ist und bleibt die hydrologische Entkopplung von Berkel und Aue und die damit einhergehende Fehlen einer funktionierenden Auedynamik und auentypischer Sonderstrukturen.**
- Dynamische Prozesse bleiben wegen der großen Einschnitttiefe der Berkel auf Sohle und Ufer beschränkt.
- Durch Flächenkauf und die Bereitstellung von Tauschflächen über aufwendige Tauschketten war es möglich **unter Wahrung der Freiwilligkeit nahezu die vollständige Auenfläche** für das Vorhaben verfügbar zu machen. Dies war jedoch nur unter hohen Kosten und über einen Zeitraum von mehr als zehn Jahren möglich.

5 E+E-Vorhaben Renaturierung der Hase-Auen – Teilberichte

5.1 Vegetation

BEARBEITUNG: VOLKER STELZIG – BÜRO STELZIG

5.1.1 Methoden und zeitlicher Ablauf

5.1.1.1 Methoden

Für das gesamte E+E-Projektgebiet wurde ein Kartierschlüssel zur Erfassung pflanzensoziologischer Vegetationseinheiten erstellt. Hierfür wurden ca. 50 Belegaufnahmen nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (1964) angefertigt, auf deren Grundlage der Schlüssel erstellt und verfeinert wurde. Auf die Angabe der Soziabilität wurde verzichtet. Die Deckung (Artmächtigkeit) wurde nach der folgenden 7-teiligen Skala geschätzt:

- 5 75 - 100% der Aufnahme­fläche bedeckend
- 4 50-75%
- 3 25 - 50%
- 2 5 - 25 % (oder zahlreiche Individuen mit geringem Deckungsgrad)
- 1 weniger als 5% der Aufnahme­fläche bedeckend, aber zahlreich vorhanden
- + spärlich vorhanden mit geringem Deckungswert
- r Einzelexemplar.

Die pflanzensoziologische Einordnung und Charakterisierung orientiert sich an MEISEL (1969), TÜXEN (1977), MEISEL, (1977), POTT (1980), FÖRSTER (1983), VERBÜCHELN (1987), DIERSSSEN (1988), PREISING et al. (1990), VAHLE et al. (1996) und POTT (1995). Die Nomenklatur der Pflanzen richtet sich nach OBERDORFER (2001) und WEBER (1995).

Der Kartierschlüssel orientierte sich hinsichtlich der Grünlandgesellschaften an NEITZKE et al. (2017). Andere Vegetationseinheiten wurden in der Regel in Anlehnung an POTT (1995) abgegrenzt. Zahlreiche Flächen im Untersuchungsgebiet erlaubten aufgrund der Artenzusammensetzung keine eindeutige Zuordnung zu einer Pflanzengesellschaft. In solchen Fällen wurde dann auf übergeordnete Einheiten (Verband, Ordnung oder Klasse) zurückgegriffen. Wegen der vereinbarten begrenzten Anzahl von Vegetationsaufnahmen ist die Erstellung von synthetischen Tabellen nicht sinnvoll. Die knapp 60 Vegetationsaufnahmen werden daher als Belegaufnahmen im Anhang beige­fügt.

Auf der Grundlage topographischer Karten und Luftbilder wurde anschließend das gesamte Projektgebiet soweit möglich flächendeckend vegetationskundlich erfasst. Die aquatische Makrophytenvegetation der größeren Still- und Fließgewässer wurde vereinbarungsgemäß nicht vertieft untersucht, jedoch für die meisten Gewässer zumindest grob dokumentiert. Eine detaillierte Kartierung erfolgte in separater Bearbeitung bezogen auf Kleingewässer, wobei auch neu angelegte Gewässer untersucht wurden. Aufgrund der vergleichsweise späten Bearbeitung im Herbst 2018 waren einige der Gewässer zum Zeitpunkt der Begehung fast oder gänzlich ausgetrocknet.

Neben der pflanzensoziologischen Kartierung wurden die Biotoptypen im Projektgebiet erfasst und die Nutzungsformen ermittelt. Die Aufnahme der Biotoptypen erfolgte nach DRACHENFELS (2016).

Aus den erhobenen Daten wurde eine Vegetationskarte sowie eine Karte der Biotoptypen unter Verwendung des Geografischen Informationssystems ArcGIS 10.5.1 erstellt.

Die aktuell gewonnenen Daten wurden soweit möglich mit Altdaten und Karten des Renaturierungsprojektes verglichen und die Entwicklung und Veränderung der Vegetationsstrukturen interpretiert und bewertet.

Kartenmaterial und Rohdaten sind im digitalen Anhang enthalten.

5.1.1.2 Zeitlicher Ablauf der Untersuchungen

Im Herbst 2016 erfolgte eine Erfassung der Biotoptypen des Untersuchungsgebietes. Aufgrund der fortgeschrittenen Jahreszeit konnten allerdings einzelne Biotoptypen, vor allem die Grünländer, nicht exakt bestimmt werden. Die Kartierung wurde daher im Anschluss an die pflanzensoziologische Kartierung, die überwiegend im Jahr 2017 erfolgte, überarbeitet und angepasst. Die Biotoptypen-Karte ist dem Anhang 1 zu entnehmen.

Im Frühjahr 2017 wurde das Gebiet erneut begangen, um früh blühende Arten, darunter z.B. Frühlings-Hungerblümchen (*Draba verna*), Acker-Hornkraut (*Cerastium arvense*), Sand-Hornkraut (*Cerastium semidecandrum*), Gewöhnlicher Gelbsterne (*Gagea lutea*) oder Wiesenschaumkraut (*Cardamine pratensis*) zu lokalisieren, die für die pflanzensoziologische Einordnung von Bedeutung sind. So gibt bspw. das Vorkommen von Wiesen-Schaumkraut einen ersten Hinweis auf den Feuchtegrad von Grünlandflächen.

Restflächen wurden im Jahr 2018 kartiert. Dies betraf insbesondere die Kartierung der Kleingewässer (siehe oben) und weitere Fließ- und Stillgewässerbereiche mit vergleichsweise später Vegetationsentwicklung. Der niederschlagsarme „Jahrhundertsommer“ erlaubte auch eine vertiefte Suche nach der seltenen Reis-Quecke (*Leersia oryzoides*), deren Blütenstände meist in den Blattscheiden versteckt bleiben und nur in besonders warmen Jahren aus der obersten Blattscheide herausragen.

5.1.2 Ergebnisse

Im Rahmen der pflanzensoziologischen Kartierungen wurden 66 Erfassungseinheiten unterschieden. Nicht alle Einheiten lassen sich eindeutig einer Pflanzengesellschaft zuordnen. Daher mussten vielfach auch Zuordnungen auf übergeordneten Ebenen erfolgen. So wurden beispielsweise rein forstlich begründete Waldbestände mit in der Regel nur einer einzigen dominierenden Baumart als Fichten-, Kiefer-, Lärchen-, Pappelforst (usw.) kartiert und in der Vegetationskarte entsprechend dargestellt.

5.1.2.1 Brachen

Brachflächen nehmen große Flächenanteile im Untersuchungsgebiet ein und kommen auf einem breiten standörtlichen Spektrum von nassen bis trockenen Böden vor. Der überwiegende Teil ist aber auf feuchten oder nassen Standorten angesiedelt. Nasswiesen und Nasswiesenbrachen (Molinietalia) nehmen nur sehr geringe Flächenanteile ein. Teilweise sind sie eng mit den Flutrasengesellschaften verzahnt. Auf der anderen Seite gab es Bestände, die zwar keine gut ausgeprägten Pflanzengesellschaften (mehr) repräsentierten, jedoch aufgrund der erkennbaren Entwicklung den Gesellschaften, aus denen sie hervorgegangen sind noch zugeordnet werden konnten. Hierzu gehören zum Beispiel die Bestände des *Valeriano-Filipenduletums*, die oft durch Brachfallen oder Eutrophierung eine negative Entwicklungstendenz zeigen und teilweise dann als Fragmentgesellschaften angesprochen wurden. Das *Phalaridetum arundinaceae* kommt im Gebiet insbesondere entlang der Haseufer vor, wo es

aber durch starke Verzahnung und Überlagerung mit nitrophytischen Uferhochstauden und Schleiergesellschaften des *Convolvulion sepium*-Verbandes (= Senecionion fluviatilis) nicht flächenscharf abgrenzbar ist.

5.1.2.2 Wirtschaftsgrünland

Den größten Flächenanteil nehmen Grünlandgesellschaften ein. Es konnten verschiedene Ausprägungen der beweideten Wirtschaftsgrünländer (Lolio-Cynosuretum, Lolio-Plantaginietum) und Flutrasen (Agropyro-Rumicion) unterschieden werden. Extensiv beweidete Flächen finden sich überwiegend im südlichen Gebietsteil und dort in den beiden Haseschleifen „Hammer“- und „Westerschleife“. Die charakteristische Pflanzengesellschaft dieser Standorte ist die auch als Fettweide bezeichnete Weidelgras-Weißklee-Weide (*Lolio-Cynosuretum*). In Abhängigkeit von der Intensität der Beweidung und den lokalen standörtlichen Verhältnissen lassen sich verschiedene Ausprägungen der Weidelgras-Weißklee-Weiden unterscheiden. Auf aus Acker durch Ansaat neu begründeten Wiesen haben sich sehr schwach charakterisierte Glatthaferwiesen (*Dauco-Arrhenatheretum*) entwickelt. Diese Weisen sind sehr artenarm, es fehlen die typischen Kennarten fast gänzlich. Extensiv gemähte, beweidete oder ungenutzte Grünlandflächen haben sich vielfach zu ausgedehnten Beständen mit sehr frequentem Vorkommen von Rainfarn (*Tanacetum vulgare*) lokal auch unter Beteiligung weiterer Störzeiger wie Goldrute (*Solidago canadensis*) und Land-Reitgras (*Calamagrostis epigeios*) entwickelt.

Im Untersuchungsgebiet ist der Glatthafer (*Arrhenatherum elatius*) nur in Ausnahmefällen und auch dann nur mit sehr geringer Artmächtigkeit im Grünland vertreten. Das liegt vermutlich an der Entstehung der meist als Wiesen genutzten Grünlandflächen, die durch Einsaat auf ehemaligen Ackerflächen entstanden sind. In den ursprünglich verwendeten Ansaat-Mischungen war vermutlich kein Glatthafer beigemischt.

Typische Arten neben dem nur sehr vereinzelt vorkommenden Glatthafer sind die ebenfalls nur spärlich vertretenen Charakterarten Wiesen-Kerbel (*Anthriscus sylvestris*) und Bärenklau (*Heracleum sphondylium*). Die Artenzahlen sind mit ca. 12 – 15 Arten meistens relativ niedrig, nur vereinzelt werden über 20 Arten erreicht.



Abbildung 35: Wiesen-Fuchsschwanz-Fazies der Arrhenatherion-Fragmentgesellschaft (links) und Arrhenatherion-Fragmentgesellschaft mit Kuckucks-Lichtnelke (rechts) Fotos: Bearbeiter

Von Wiesen-Fuchsschwanz beherrschte Glatthaferwiesen sind ebenfalls artenarm, wobei die namensgebende Art im Mai den Aspekt bestimmt. POTT (1995) erwähnt eine Fuchsschwanz-Wiese (*Alopecuretum pratensis*) auf sommertrockenen Überschwemmungsstandorten in

Stromtälern. Ob die an der Hase vorkommenden Bestände zu diesem Wiesentyp zu zählen sind, kann mangels Aufnahmematerial nicht eindeutig geklärt werden. Der Wiesentyp wird daher als Wiesenfuchsschwanz-Fazies zu den Kennartenarmen Glatthaferwiesen gestellt.

Auf schwach bis mäßig feuchten Standorten tritt gelegentlich die Kuckucks-Lichtnelke (*Lychnis flos-cuculi*) zu den oben beschriebenen Artenverbindungen der Arrhenatherion-Fragmentgesellschaften hinzu.

Flutrasen-Gesellschaften sind an der Hase verbreitet anzutreffen. Ihre Vorkommen sind meist kleinflächig an Geländesenken, Flutmulden oder sonstige Nassstellen gebunden, in denen das Wasser längere Zeit über Flur steht und das Aufwachsen der benachbart wachsenden Grünlandarten erschwert. Die noch 2003 (REMY & SCHRÖPFER 2005) beobachteten flächigen Ausbildungen auf ehemaligen Ackerstandorten oder auf Rohböden wurden 2018 nicht mehr festgestellt.

5.1.2.3 Sandmagerrasen

Auf relativ nährstoffarmen, sandigen und wasserdurchlässigen Böden treten die anspruchsvollen Grünlandarten der Fettwiesen und Fettweiden zurück und es entwickeln sich flächenhaft ausgebildete Sandmagerrasen vom Typ des *Diantho deltoides*–*Armerietum elongatae* (Grasnelken-Gesellschaft).



Abbildung 36: Sandmagerrasen mit blühender Heide-Nelke (links), Fragment der Silbergras-Gesellschaft und Sand-Seggen-Gesellschaft (rechts); Fotos: Bearbeiter

Insbesondere im Bereich der Hammer Schleife und der östlich davon gelegenen Wester-Schleife finden sich kleinflächig Sandmagerrasen (*Diantho*-*Armerietum*) und vereinzelt, sehr punktuell und in der Regel fragmentarisch ausgebildet auch lückige Silbergrasfluren (*Corynephorion*). Einige beweidete Flächen im Kontakt zu diesen Beständen zeichnen sich durch stetes Vorkommen von Trockenheitszeigern aus. Sofern Arten der Sandmagerrasen am Bestandsaufbau beteiligt sind, wurden diese Flächen gesondert erfasst.



Abbildung 37: *Airetum praecox* (links) am Rand einer Alt-Düne auf der Hammer Schleife, sowie *Teesdalia nudicaulis* (rechts) an einer Sandböschung; Fotos: Bearbeiter

5.1.2.4 Gehölz- und Waldgesellschaften

Verbreitet im Gebiet sind Gehölzbestände mit dominierender Grauweide (*Salix cinerea*). Die Uferpartien der Hase werden vielfach von Weidengebüschsen der Weichholz-Auenwälder (*Salicetum triandro-viminalis*) eingenommen. Das *Querco-Ulmetum minoris* (Eichen-Ulmen-Auenwald) ist die potentiell natürliche Waldgesellschaft der Hartholzaue der sandgeprägten Flussauen des nordwestdeutschen Tieflandes. Sie ist im Hasetal in einer vergleichsweise artenarmen, fragmentarischen Ausprägung kleinflächig anzutreffen. Besiedelt werden Bereiche, die nur selten bzw. bei höheren Hochwasserereignissen überflutet werden.



Abbildung 38: Eichen-Auenwald westlich Huden mit reicher Krautschicht (links) und überfluteter Eichen-Auenwald im Februar 2016 (rechts); Fotos: Bearbeiter

Erlenbruchwälder mit einem gestörten oder veränderten Grundwasserhaushalt sind an zahlreichen Stellen des Untersuchungsgebietes zu finden. In den Beständen treten die charakteristischen Bruchwaldpflanzen deutlich zurück oder fehlen gänzlich. Verantwortlich sind niedrigere Grundwasserstände und eine damit einhergehende Mineralisation der Bruchwaldtorfe. Dies wiederum führt zu einem hohen Stickstoffangebot, was durch die Dominanz von oft meterhohen Brennesseln (*Urtica dioica*) und vielfach auch einen erhöhten Anteil von Brombeeren (*Rubus spec.*) und Rasen-Schmiele (*Deschampsia cespitosa*) oder auch Massenvorkommen von Gewöhnlichem Rispengras (*Poa trivialis*) angezeigt wird.

5.1.2.5 Wasserpflanzengesellschaften

Die detaillierte Erfassung von Wasserpflanzengesellschaften war zunächst nicht vorgesehen. Bei den flächendeckenden Begehungen wurden aber gut zuordenbare Bestände dokumentiert. Vielfach waren die Ausprägungen jedoch unter der im Maßstab 1:5.000 darstellbaren Mindestgröße.

Die meisten Altwässer oder Stillgewässer in der Aue zeigen nur eine spärliche bis fehlende Schwimmblattvegetation. Neben Wasserlinsen (*Lemna minor*, *Spirodela polyrhiza* und sehr selten *Lemna trisulca*) sind nur gelegentlich Teichrosenbestände und Laichkräuter anzutreffen. Auffällig ist auch das weitgehende Fehlen ausgeprägter Verlandungszonen mit Seggen- und/oder Schilfröhrichten an den meisten Gewässern.

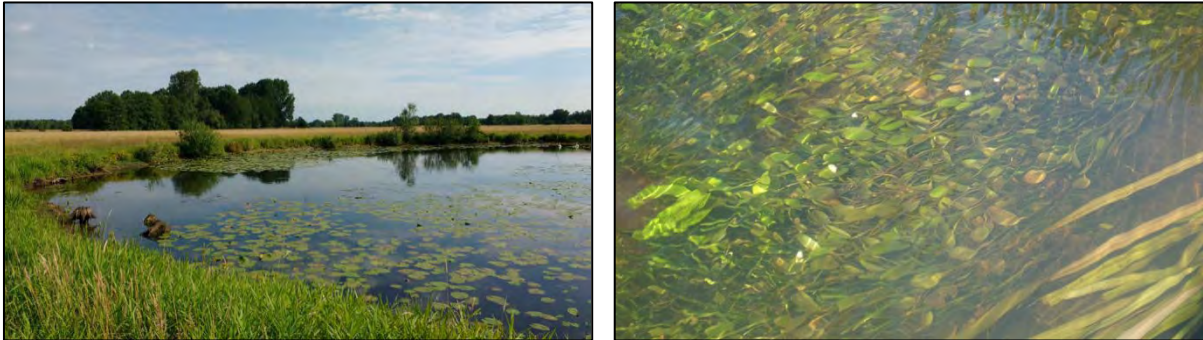


Abbildung 39: Teichrosen-Gesellschaft in einem Stillgewässer (T 54) östlich von Lehrte (links) und Froschkraut (*Luronium natans*) in der Furt am Bleichenholter Graben (rechts); Fotos: Bearbeiter

Als lokale floristische Besonderheit wächst am Abschlag der Mittelradde in den Bleichenholter Graben ein Bestand des Froschkrauts (*Luronium natans*, Rote Liste 2). Das Froschkraut wird in den Anhängen II und IV der FFH-Richtlinie aufgeführt und gilt bundesweit als stark gefährdet.

5.1.2.6 Nasswiesen (Molinietalia)

Nasswiesen und Feuchtwiesen gehören ursprünglich zu den verbreiteten Pflanzengesellschaften der Flussauen. Nutzungsbedingt entstanden sie zumeist auf ehemaligen Standorten von Bruchwäldern oder Erlen- und Eichen-Hainbuchenwäldern (MEISEL 1977), wobei Grundwassereinflüsse und edaphische Rahmenbedingungen eine entscheidende Rolle bei der Ausdifferenzierung der Gesellschaften bildeten. Aktuell kommen Fragmente der Feucht- und Nasswiesengesellschaft nur noch im Norden des Gebietes zwischen Mittelradde und Bleichenholter Graben vor. Dort bestimmt das Wollige Honiggras (*Holcus lanatus*) den Aspekt. Beigemischt sind vereinzelt mit geringen Deckungsgraden Arten der Nasswiesen, unter anderem Braun-Segge (*Carex nigra*), Sumpf-Sternmiere (*Stellaria palustris*), Faden-Binse (*Juncus filiformis*), Brennender Hahnenfuß (*Ranunculus flammula*) und auch Hunds-Straußgras (*Agrostis canina*).

Röhrichte an Fließ- und Stillgewässern sind in der Regel frei von direkten Nutzungseinflüssen wie Mahd oder Beweidung. An den Ufern von Still- und Fließgewässern sind im Hase-Gebiet verschiedene Verlandungsgesellschaften anzutreffen, die sich größtenteils dem Phragmition-Verband zuordnen lassen. Hierunter werden meist artenarme Großröhrichte zusammengefasst, die durch das mehr oder weniger dominante Auftreten einer oder weniger Arten gekennzeichnet sind. Daneben treten Großseggenrieder des Magnocaricion-Verbandes sowie

relativ niedrigwüchsige Bachröhrichte des Glycerio-Sparganion-Verbandes und ausgedehnte Rohrglanzgras-Röhrichte (Phalaridion-Verband) in Verbindung mit Uferhochstaudenfluren auf.

Weit verbreitet ist im Untersuchungsgebiet das Wasserschwadenröhricht (*Glycerietum maximae*). Es kommt entlang von Gräben ebenso vor wie in ausgedehnten Beständen, die sich auf ehemaligen Nasswiesen entwickelt haben oder auch am Rand von Stillgewässern, wo es in trockenen Jahren (wie 2018) den gesamten trocken fallenden Gewässerboden erobern kann.

In mehreren Kleingewässern wachsen sowohl Bestände des Wasserfenchels als auch der Sumpfkresse, allerdings oft nur in wenigen Exemplaren und nicht flächig ausgebildet.



Abbildung 40: Gewässer N13 in der Hammer Schleife mit ausgedehntem Wasserfenchel-Sumpfkressen-Sumpf und Fazies des Schild-Hahnenfußes (links), Wasserfenchel im Erlenbruchwald (rechts); Fotos: Bearbeiter

5.1.2.7 Sonstiges

Weitere Erfassungseinheiten werden hier nur kurz erläutert, da sie weitgehend selbsterklärend sind.

Ackerflächen sind nach wie vor im Untersuchungsgebiet auch in der Überflutungsauwe vorhanden. So werden südlich und nordöstlich von Bückelte noch ausgedehnte Ackerflächen regelmäßig von Hochwässern erreicht. Das Altwasser südlich der Tönjesstraße in der Flurlage „Am Hünenberge“ grenzt im Süden unmittelbar an Ackerflächen an und ist daher durch Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft unmittelbar gefährdet. Weitere Ackerflächen liegen östlich bzw. nordöstlich von Lehrte.

Unbefestigte Wege finden sich an zahlreichen Stellen im Untersuchungsgebiet. Manche sind durch offene Bodenstellen und Magerkeitszeiger oder auch Fragmente der Sandmagerasen geprägt, andere wiederum tragen Trittrasenvegetation oder sind nahezu vegetationsfrei. Vor allem die Wirtschaftswege entlang der Haseufer sind vegetationskundlich interessant, da sie vereinzelt Heide-Nelke (*Dianthus deltoides*) und weitere Arten der Grasnelkenfluren, der Silbergrasfluren und mageren Grünlandstandorte beherbergen.

Offene Böden ohne Vegetation sind zwar selten, kommen aber hier und da vor, allerdings in der Regel so kleinflächig, dass eine Darstellung in Karten nicht möglich ist.

Straßen, Wege und sonstige befestigte Flächen werden in den Karten dargestellt, sofern der Darstellungsmaßstab dies ermöglicht.

5.1.3 Diskussion

Ein Ziel war die Schaffung oder Wiederherstellung einer naturnahen Auen – und Flussdynamik z. B. durch Initiierung schnellerer Ausuferungen von Hochwässern, Vergrößerungen des Retentionsraums, Anschluss von Altwässern und Rückbau von Deichen. Dem Leitbild eines großen sand- und lehmgeprägten Tieflandflusses (Typ 15 g) entsprechend wären periodische, lang anhaltende Überflutungen ebenso charakteristisch wie zahlreiche Auenstrukturen wie Altwässer, Blänken und Stillgewässer, Rinnensysteme, Flutmulden, Dünen, Schwemmflächen, Uferwälle, feuchte Randsenken usw. (vgl. hierzu auch REMY & SCHRÖPFER 2009, DÖBBELT-GRÜNE et al. 2013).

Bilden sich diese Ziele in der renaturierten Hase-Aue heute ab, und wenn ja, wie ist der Erfüllungsgrad ca. 20 Jahre nach Projektbeginn aus vegetationskundlicher Sicht zu beurteilen? Vor dem Hintergrund der vollständigen Neuaufnahme der Vegetation in den Jahren 2017 und 2018 wird dies im Folgenden für die Vegetation der Haseaue bilanziert und bewertet.

5.1.3.1 Flächennutzung 2003 und 2018

Neben den absoluten Flächengrößenangaben (vgl. Abbildung 41) wurden für die unterschiedlichen Vegetationseinheiten im Untersuchungsgebiet aufgrund abweichender Kartiereinheiten gegenüber 2003 auch die relativen Flächenanteile (in Prozent) ermittelt. Bei der Diskussion der Ergebnisse wird zunächst die Flächennutzung im Allgemeinen beschrieben, anschließend werden Entwicklungen und Veränderungen bei den einzelnen Vegetationseinheiten näher erläutert und im Detail betrachtet.

2018 wurden forstlich genutzte Bestände aus Laub- und Nadelgehölzen separat erfasst. Diese Bestände waren 2003 auch bereits vorhanden, wurden damals aber z. T. als „Einzelgehölz, Gehölzgruppe, Forst“ erfasst. Die Auswertung der zusätzlich vergebenen Informationen zu einzelnen Beständen erfolgt auf der Ebene der Flächennutzung nicht.

Brachflächen haben gegenüber 2003 deutlich an Fläche gewonnen. Wurden 2003 noch gut 20 ha Brachen erfasst, so sind es 2018 ca. 58 ha unterschiedlichster Ausprägung, vielfach jedoch geprägt von Brennesseln (*Urtica dioica*) oder Rainfarn (*Tanacetum vulgare*), in feuchten Bereichen als heterogene eutrophe Brachen mit Arten der Röhrichte und Hochstaudenfluren. Verantwortlich für die Flächenzunahme ist die Aufgabe der Nutzung bzw. der regelmäßigen Bewirtschaftung.

Bedeutend sind die Veränderungen auch im Grünland: Bei den Fettweiden hat sich der Flächenanteil ungefähr verdoppelt und beträgt heute etwa 52 ha. Verantwortlich für die Zunahme ist vor allem die Umwandlung von Acker in Grünland. Extensiv beweidete Fettweiden teils magerer und trockener Ausprägung sind vor allem in den beiden im südlichen Projektgebiet liegenden Haseschleifen (Hammer- und Wester-Schleife) zu finden.

Einen großen Flächenzuwachs verzeichnen wiesenartig genutzte Grünländer, die 2018 mangels Kennarten als Glatthaferwiesen-Fragmente erfasst wurden und rund 118 ha Fläche einnehmen. 2003 wurde lediglich eine Wiesenfuchsschwanz-Wiese mit einer Gesamtfläche von ca. 4 ha kartiert. Die aktuell im Gebiet vorkommenden Wiesen sind zum überwiegenden Teil aus Grünland-Einsaaten hervorgegangen. Schwerpunkte des Vorkommens liegen im mittleren und nördlichen Gebietsteil. Trotz extensiver Nutzung sind die Bestände auch nach ca. 20 Jahren noch artenarm und nur wenig strukturiert. Flutrasen waren 2003 häufig im Gebiet anzutreffen (ca. 18 ha). Eine Besonderheit stellten die Vorkommen auf Pionierflächen oder neu geschaffenen Rohböden und Einsaatflächen dar. Daneben waren Flutrasen in

Geländesenken, Flutmulden und in Bereichen mit verdichteten Böden zu finden. 2018 scheint der Anteil von Flutrasen leicht rückläufig zu sein (ca. 8 ha). Rohbodenstandorte und Einsaatflächen haben sich im Zuge der Sukzession zu Brachen oder Grünländern entwickelt. Flächige Vorkommen beherbergen zum Teil seltene Arten der Feuchtwiesen, mit denen die Bestände teilweise enge Verwandtschaft zeigen, wenngleich Kennarten des *Calthion* durchweg fehlen.

Bei den Feuchtwiesen konnte eine Zunahme der Flächenanteile von etwa 0,88 ha auf ca. 5,63 ha verzeichnet werden. Zu den Feuchtwiesen wurden auch die brachgefallenen Feuchtwiesen vom Typ des *Valeriano-Filipenduletums* und verwandte Gesellschaften gezählt. Aufgrund der im gesamten Gebiet zu beobachtenden Tendenz der Nutzungsaufgabe bzw. – Extensivierung ist die Zunahme der Feuchtwiesen in erster Linie dort zu suchen.

Schwer zu interpretieren sind die leicht rückläufigen Anteile der Sandmagerrasen und Sandmagerrasen-Fragmente. Der Anteil dieser Gesellschaft an der Flächennutzung ist von ca. 16 ha (2003) auf ca. 12 ha zurückgegangen. Eine Ursache hierfür ist einerseits die fortschreitende Eroberung der Neodünen durch Kiefernbestände, andererseits wurden einige Flächen 2018 eher den trockenen, mageren Fettweiden zugeordnet. Die Kernvorkommen liegen nach wie vor in den beiden südlichen Haseschleifen, daneben gibt es kleinflächig Vorkommen an unbefestigten Wegen und ehemaligen Uferverwallungen.

Bei den Röhrichten sind die Flächenanteile, zumindest was die prozentualen Anteile betrifft, annähernd gleichgeblieben. Aufgrund der Kleinflächigkeit mancher Vorkommen sind kleine Bestände insgesamt etwas unterrepräsentiert. Gleiches gilt auch für die Großseggenrieder, bei denen ebenfalls kaum Veränderungen zu verzeichnen sind.

Die Ackerfläche 2018 ist mit ca. 54 ha geringfügig kleiner als 2003 (58,03 ha). In der Statistik für das Jahr 2003 sind Ackerbrachen unterschiedlicher Ausprägung mit einem Anteil von ca. 9 ha enthalten.

Ein schwer zu fassendes Konglomerat an Nutzungen verbirgt sich 2003 unter den „Durchdringungen mehrerer Pflanzengesellschaften“, die mit fast 136 ha einen sehr großen Flächenanteil einnehmen.

Im Grunde wären die Darstellungen zur Flächennutzung 2003 um diese 136 ha zu bereinigen, um eine bessere Vergleichbarkeit der Verhältnisse erreichen zu können. Bedenkt man, dass 2003 über 700 Teilflächen mit Durchdringungen von Pflanzengesellschaften erfasst wurden, wird deutlich, dass sich hier ein Interpretationsdefizit insbesondere im Hinblick auf die Sukzessionsflächen auftut.

Abschließend seien die geringen Flächenanteile befestigter und unbefestigter Wege, Straßen und sonstigen zum Teil bebauten Flächen erwähnt. Hier sind ebenfalls nur geringe Veränderungen zu verzeichnen, die in der Gesamtübersicht nur wenig auffällig sind.

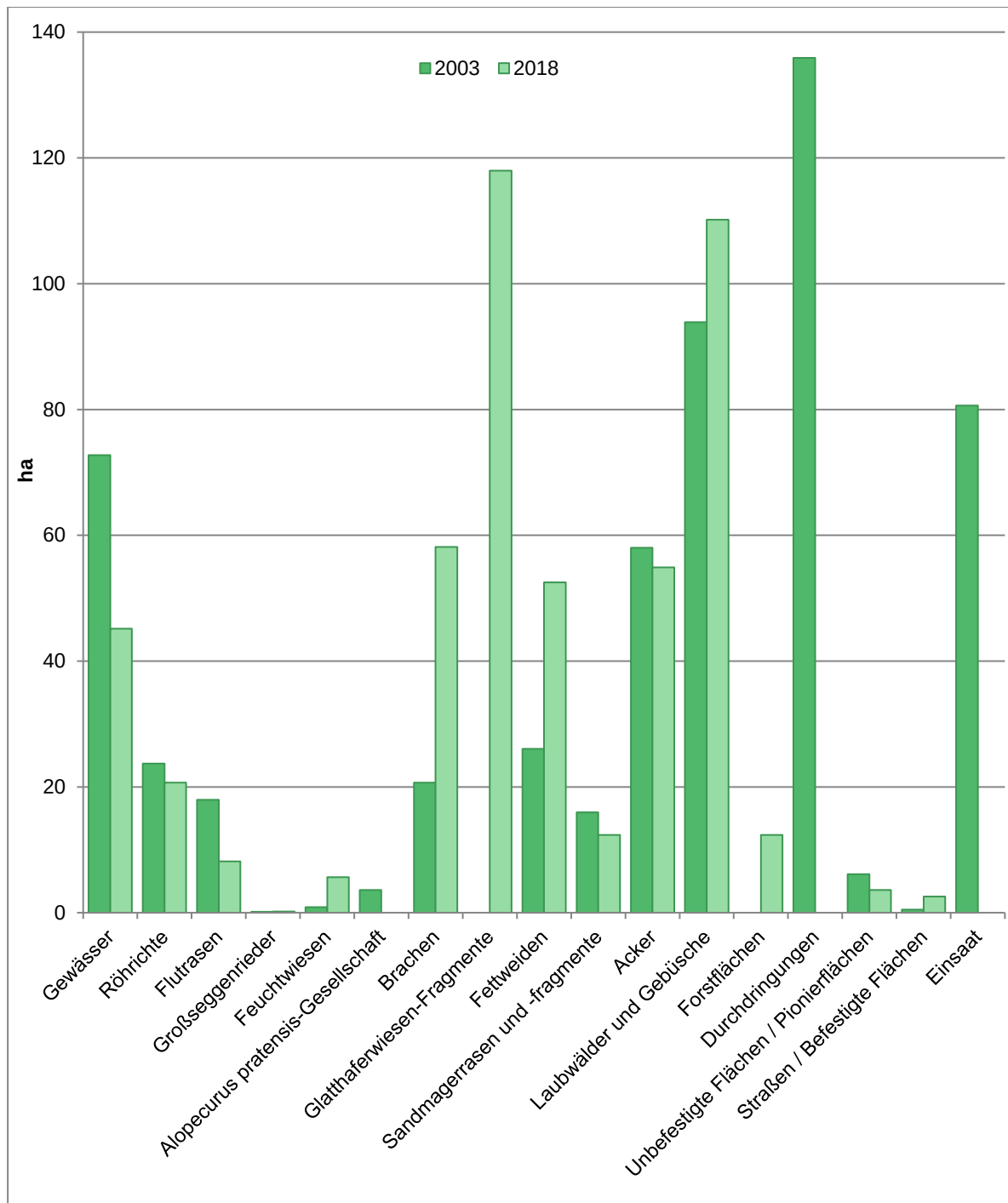


Abbildung 41: Veränderung von Flächengrößen der Vegetationseinheiten im Gesamtgebiet der Haseaue 2003 bis 2018, Gesamtkartierfläche 2003: 556 ha, 2018: 504 ha

Zusammenfassend kann man anhand der Flächennutzungsstatistiken feststellen, dass eine erhebliche Zunahme von genutztem Wirtschaftsgrünland insbesondere durch die Umwandlung von Acker in Grünland durch Neuansaat eingetreten ist. Ein etwa 10-prozentiger Ackeranteil ist im Untersuchungsgebiet verblieben. Neben der Zunahme des Wirtschaftsgrünlandes sind Flächenzuwächse bei den Brachen und Wäldern bzw. Gebüschen zu verzeichnen.

Der Flächenanteil autotypischer Lebensräume ist daher deutlich größer geworden als vor Beginn des Projektes. Nach überschlägiger Berechnung wurden 1999 noch rund 176 ha als Ackerflächen kartiert (UNIVERSITÄT OSNABRÜCK 1999). Zumindest von den Nutzungsverhältnissen her sind damit gute Ausgangsbedingungen für eine naturnahe Entwicklung der Auenlebensräume eingeleitet worden.

5.1.3.2 Entwicklung der Pflanzengesellschaften

Fließgewässer

Insgesamt hat sich eine positive Entwicklung der Fließgewässervegetation in der Hase ergeben. Bezogen auf das Leitbild großer sand- und lehmgeprägter Tieflandflüsse (Typ 15g gemäß DÖBBELT-GRÜNE et al. 2013) besteht allerdings noch erhebliches Entwicklungspotential, welches durch Maßnahmen wie zum Beispiel Beseitigung von Steinpackungen, Sohlanhebungen und einen deutlich höheren Anteil von Totholz erschlossen werden könnte. Hier hat die Erfahrung aus größeren Renaturierungsprojekten der letzten 20 Jahre im Zuge der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie wertvolle Erkenntnisse gebracht.

Auch in der Mittelradde ist das Sagittario-Sparganietum etabliert, im Bleichenholter Graben fehlt es hingegen weitgehend. Der aus einer Ableitung der Mittelradde gespeiste Graben weist an der Furt ein Vorkommen von *Luronium natans* auf, welches allerdings durch Unterhaltungsmaßnahmen an der Furt einer ständigen Gefährdung unterliegt.

Die Gräben des Untersuchungsgebietes weisen eine zum Teil interessante Vegetation auf. Fast alle Gräben liegen jedoch nach Auffassung des Bearbeiters viel zu tief eingeschnitten im Gelände und tragen damit zu einer nicht erwünschten Entwässerung der Aue bei. An den Grabenböschungen sind in der Regel Wasserschwaden- oder Rohrglanzgras-Bestände entwickelt. Der Sautmannshauser Graben hat infolge der Verlegung seines Mündungsbereiches in Verbindung mit einer extensiven Unterhaltung eine reiche aquatische Vegetation ausgebildet. Niedrigwüchsige Bachröhrliche (vgl. Abbildung 42) und große Vorkommen von *Leersia oryzoides* im Wasserwechselbereich sind hier hervorzuheben.

Dagegen ist der von Osten in den Sautmannshauser Graben einmündende Stadtmarkgraben sehr stark eutrophiert. Die liegt vor allem an der zum Teil unmittelbar angrenzenden Ackernutzung und zum Teil wohl auch an der fehlenden Beschattung. Im Frühjahr wird der Graben von dichten Algenwatten überzogen, in denen sich nur Wasserstern-Pflanzen (*Callitriche spec.*) vereinzelt halten können (Abbildung 42).

Auch der Schulenriedengraben ist durch eutrophe Begleitvegetation geprägt. Infolge der Beschattung durch begleitende Gehölzbestände ist die Erwärmung im Gewässer offenbar geringer als im Stadtmarkgraben. Auch am Schulenriedengraben tritt die Reisquecke (*Leersia oryzoides*) mehrfach an der Mittelwasserlinie auf.

Zusammenfassend kann für die Entwicklung der Fließgewässer- und Grabenvegetation eine zum Teil positive Entwicklung festgestellt werden. Wie vielerorts in der intensiv genutzten Kulturlandschaft sind auch in der überwiegend extensiv genutzten Auenlandschaft der Haseaue Eutrophierungstendenzen unübersehbar. Vor allem in den Gräben führte dies lokal trotz der eingeleiteten positiven Umgestaltungsmaßnahmen zu einer floristischen Verarmung.



Abbildung 42: Eutrophierter Stadtmarkgraben mit dichtem Algenbewuchs (links), reich strukturierter Unterlauf des Sautmannshauser Grabens (rechts); Fotos: Bearbeiter

Für die Hase, die Mittelradde und den Bleichenholter Graben wären weitergehende Maßnahmen zur Strukturanreicherung, wenn möglich auch Sohlanhebung empfehlenswert. Bei den Gräben sollte die Wasserqualität durch Maßnahmen im Einzugsgebiet verbessert werden. Nährstoffeinträge sollten durch konsequente Etablierung unbewirtschafteter Uferstreifen von mindestens 5 Metern Breite verringert werden. Zudem ist die entwässernde Wirkung der tief liegenden Gräben ungünstig. In den sandigen Auenböden trägt dies zu einer schnelleren Austrocknung der Grünlandflächen bei.

Stillgewässer

Im Zuge des Projektes waren zahlreiche ehemalige Fischteiche zu naturnahen Feuchtbiotopen umgewandelt und weitere naturnahe Stillgewässer neu angelegt worden. Vor Projektbeginn gab es lediglich 2 bedingt naturnahe und 13 naturferne Fischteiche (LANDKREIS EMS-LAND 2005).

Auffällig war, dass bei allen neu angelegten Gewässern eine starke Sukzession eingetreten ist, die bei einigen Gewässern sogar zur Entwicklung eines vollständigen, geschlossenen Gehölzgürtels geführt hat. Gegenüber den dokumentierten Pionierstadien hat sich innerhalb der letzten 20 Jahre ein sehr starker Wandel bei den neu angelegten Gewässern ergeben. So waren die Gewässer N2, N10, N13, N34, N72, N74, und N130 (Zur Lage der Gewässer siehe digitalen Anhang) zu Beginn im Jahr 2002 praktisch vegetationsfrei (vgl. Abbildung 43) wogegen sie 2018 von Gehölzen umgeben sind.

Einige der Gewässer werden beangelt. Die Anfütterung dürfte sich ungünstig auf den Nährstoffgehalt aber auch auf die Besiedlungsmöglichkeit mit Amphibien auswirken. Leider sind die Uferbereiche der neu angelegten Gewässer oft relativ steil, sodass sich keine Verlandungsgürtel mit entsprechend naturnaher Vegetation ausbilden konnten. Es wäre daher eine zumindest partielle Gehölzbeseitigung und Uferabflachung bei mehreren Gewässern zu erwägen. Gewässer N14 in der Westerschleife wird bis an die Ufer beweidet. Dort fehlt jegliche Gehölz- und Verlandungsvegetation.



Abbildung 43: oben: Gewässer N13 in der Hammer Schleife kurz nach der Herstellung vermutlich im Jahr 2002 sowie 2018, unten: Gewässer N74 kurz nach der Herstellung 2002 sowie im Jahr 2018; Fotos: Bearbeiter

Bemerkenswerte Vegetation hat sich beispielsweise im Gewässer N13 in der Hammer Schleife eingestellt: Dort hat sich ein großer Bestand der Wasserfenchel-Sumpfkressen-Gesellschaft (*Oenanthe-Rorippetum amphibiae*) entwickelt, der im Frühjahr einen Aspekt mit *Ranunculus peltatus* zeigt. Das Gewässer hat einen stark schwankenden Wasserstand und trocknet im Sommer regelmäßig aus. Auf dem dann beweideten Teichboden breiten sich Korb- und Silberweiden aus (vgl. Abbildung 44).

Hervorragend ist auch die Vegetation am Gewässer N72 mit dem im Untersuchungsgebiet nur dort auftretenden Südlichen Wasserschlauch (*Utricularia australis*), einem sehr großen Bestand der Reisquecke (*Leersia oryzoides*) und einem kleinen Schnabelseggen-Bestand (*Caricetum rostratae*).

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass es eine relativ große Anzahl verschiedenartiger Auengewässer gibt. Gemeinsam ist den meisten eine zu starke Beschattung infolge fortschreitender Gehölzsukzession, das Fehlen schwach geneigter Ufer, auf denen sich Verlandungsvegetation einstellen kann, sowie eine nur spärliche oder fehlende Schwimmblattvegetation abgesehen von Wasserlinsen. Auch im Hinblick auf die Eignung als Amphibien- und Libellengewässer sind hier deutliche Defizite zu verzeichnen. Eine morphologische Dynamik – etwa durch Hochwasserereignisse scheint es nicht zu geben.



Abbildung 44: Gewässer N13 in der Hammer Schleife im Sommer. Gut erkennbar sind die Wasserstandsmarken an den Baumstämmen und der Viehtritt auf dem schlammigen Teichboden.; Foto: Bearbeiter

Eine Auswertung der im Rahmen der Stillgewässer-Kartierung erhobenen Parameter zeigte eine Verbesserung der Gewässerstrukturparameter im Vergleich zu 2003 bei den Altgewässern. Teilrevitalisierte und neu angelegte Gewässer hingegen verzeichnen eine Verschlechterung (Abbildung 45). Die Trübung der untersuchten Gewässer nahm ab und Flachwasserbereiche reicherten sich vornehmlich an den Altgewässern und teilrevitalisierten Gewässern an.

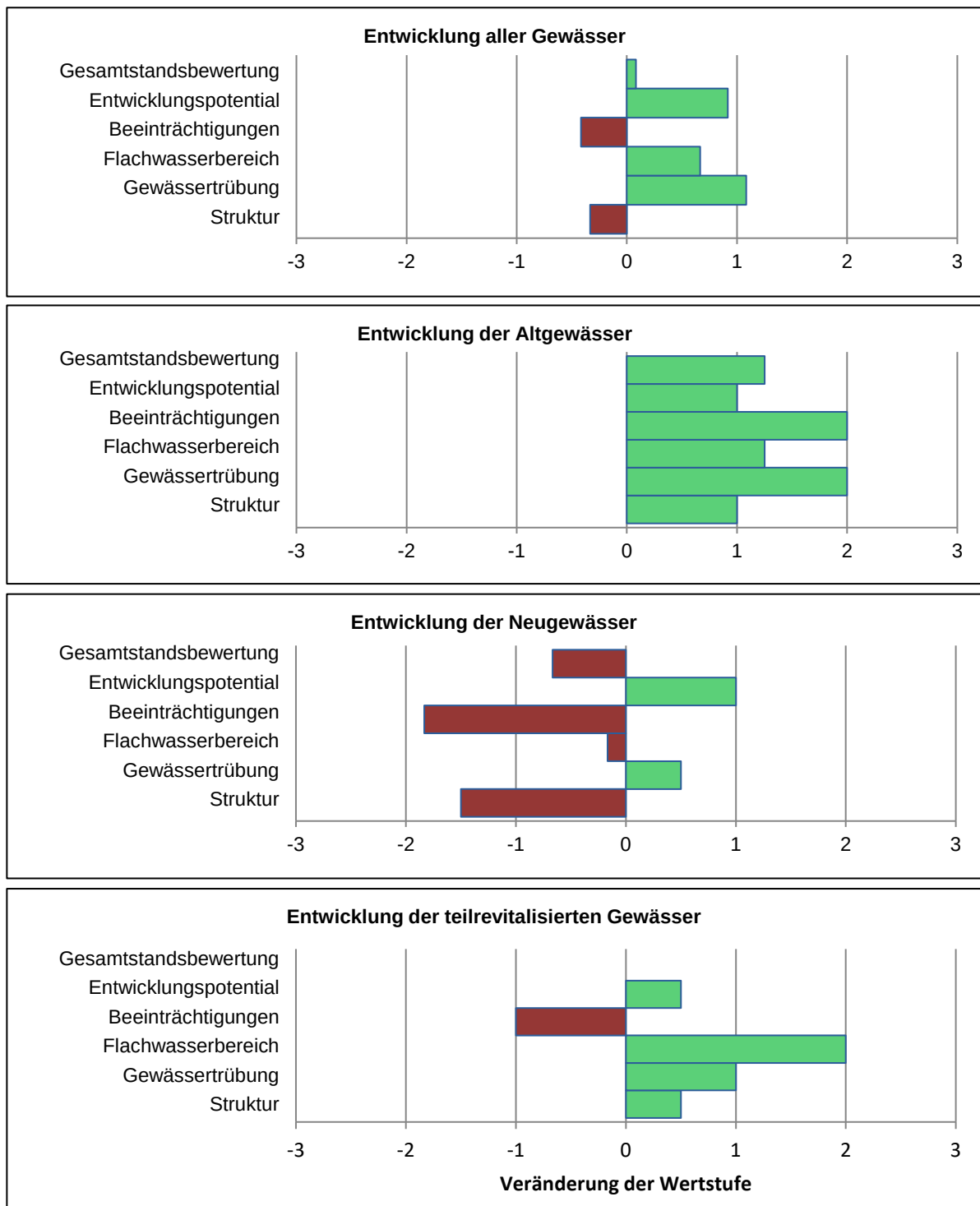


Abbildung 45: Entwicklung der Gewässerbewertung der untersuchten Stillgewässer, für alle Gewässer zusammen (oben) und getrennt nach Gewässertyp. Dargestellt ist die mittlere Veränderung der Wertstufe der Parameter Gesamtbewertung, Entwicklungspotential, Beeinträchtigung, Flachwasserbereiche, Gewässertrübung und Struktur im Zeitraum von 2003 bis 2018. Verschlechtert hat sich vor allem die Bewertung neu angelegter Stillgewässer.

Laubwälder und Gebüsche

In vergleichsweise geringem Maße erfolgten im Rahmen des Projektes Initialpflanzungen von Weichhölzern und lokal die Anlage einer Kopfweidenallee zur Besucherlenkung. Vielerorts hat an den Ufern der Hase die Entwicklung von strauchigen Weiden zu Initialstadien des *Salicetum triandro-viminalis* geführt. Auch die flachen Stillgewässer-Neuanlagen in der Hammer Schleife wurden bereits teilweise von Weiden und andern Pioniergehölzen erobert (Abbildung 44).

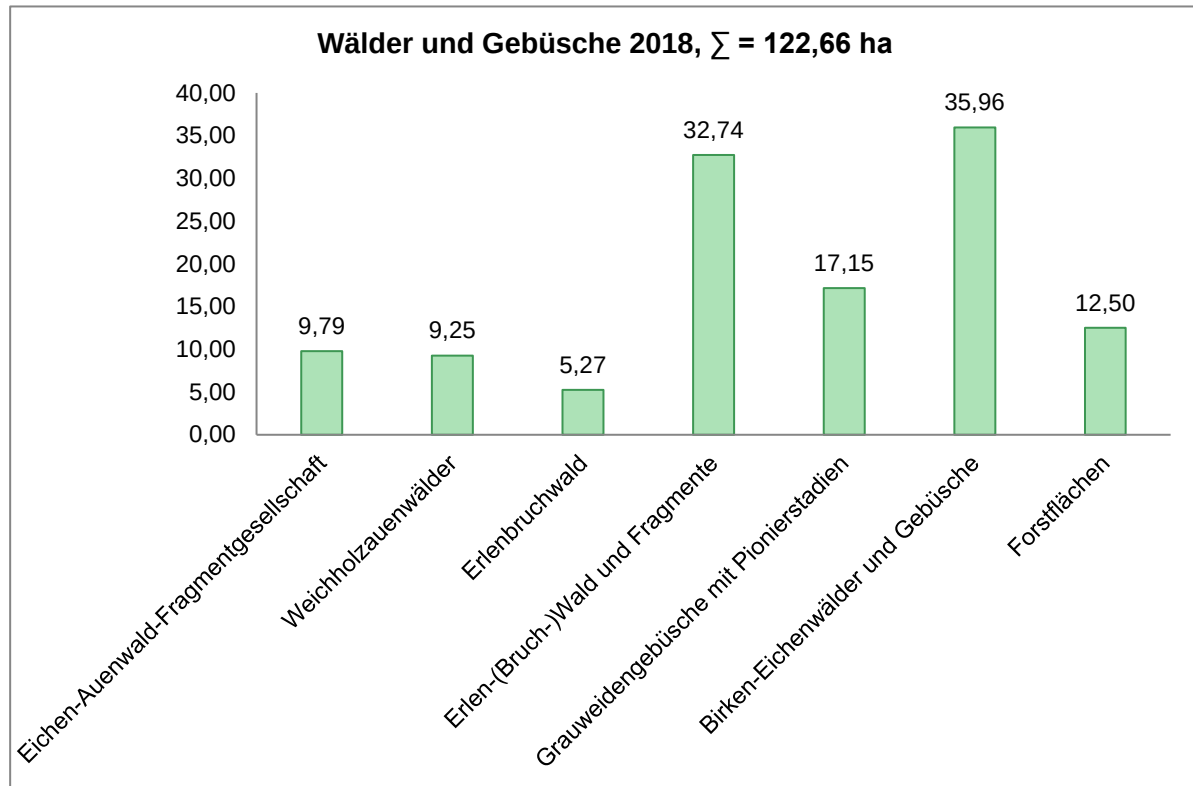


Abbildung 46: Wälder und Gebüsche im Projektgebiet 2018

Die absoluten Zahlen von 2003 und 2018 sind aufgrund der Beteiligung des Lahrer Moors mit ausgedehnten Bruchwäldern nicht vergleichbar. Interessant ist jedoch die Entwicklung der Weidengebüsche, sowohl bei den Weichholzaunen (*Salicetum triandro-viminalis* inkl. Initialstadien) als auch bei den Grauweidengebüschen (*Salicetum cinereae*). Hier haben sich deutliche Flächenzuwächse ergeben (vgl. Abbildung 47). Die Flächenanteile von Grauweidengebüschen haben sich in etwa vervierfacht. Große Zuwächse sind nördlich der Mittelradde sowie in Flächen um den Bleichenholter Graben und innerhalb von Sukzessionsbereichen mit Rohrglanzgras und Wasserschwaden zu verzeichnen.

Unter den Weichholzaunenwäldern wurden alle uferbegleitenden Weidengebüsche sowie einige kleine Silberweidenbestände aufgeführt. Infolge der geringeren Unterhaltung haben sich die Weidengebüsche an den Hase-Ufern stabilisieren und ausbreiten können. Auch hier

ist von einer Vervielfachung der Fläche auszugehen. Über 32 ha werden von Wäldern oder sehr kleinflächigen Gehölzbeständen mit Erlenbeteiligung oder Erlen-Dominanz eingenommen, die infolge einer starken Eutrophierung als „gestört“ bezeichnet werden müssen. Hier dominiert in der Regel die Brennnessel (*Urtica dioica*) neben der alle anderen Arten zurücktreten. Die Ursachen dafür sind vielfältig und stehen nicht unbedingt im Zusammenhang mit dem Projekt und den Projektmaßnahmen. Der Dreijahresmittelwert der Hintergrundbelastung mit Stickstoff beträgt im Raum Haselünne gemäß Umweltbundesamt (FIS-Stickstoff_v1.5, UMWELTBUNDESAMT 2019) für die Jahre 2013-2015 rund 29 kg ha⁻¹ a⁻¹. Die Ammoniakemissionsdichten in Deutschland gehörten 2007 im Bereich Emsland mit zu den höchsten in ganz Deutschland (40-60 kg ha⁻¹ a⁻¹ gemäß LAI 2012). Stickstoff kann also als eine Ursache der zunehmenden Eutrophierung und damit der Uniformierung und floristischen Verarmung der Bestände mit verantwortlich gemacht werden. Ein weiterer Faktor ist möglicherweise im Wasserhaushalt zu suchen, der durch sinkende Grundwasserstände, lange sommerliche Dürren (wie 2018) aber auch durch tief in die Landschaft eingegrabene Entwässerungsgräben vielerorts nicht optimal ist und möglicherweise eine verstärkte Mineralisation zur Folge hat. Im Rahmen des Projektes wurden vergleichsweise wenig direkte waldbauliche Veränderungen vorgenommen. Die durch Sukzession bedingten Veränderungen sind hier am augenfälligsten. Mehr als 12 ha Fläche werden nach wie vor als Forstflächen bewirtschaftet, in denen auf sandigen Böden meist Kiefern angebaut werden, daneben aber auch Lärchen, Robinien, Pappeln oder Fichten. Hier sind für die Zukunft noch weitere Umbaumaßnahmen in Richtung naturnaher Wälder wünschenswert.

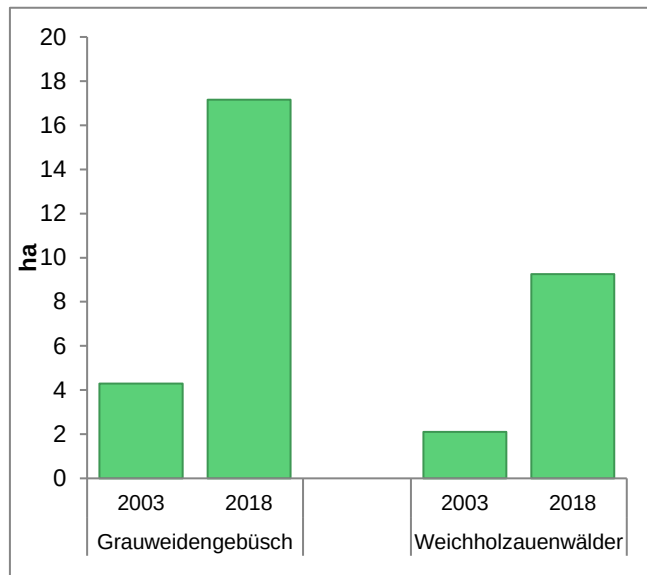


Abbildung 47: Flächenentwicklung bei Grauweidengebüschen und Weichholzaunenwäldern

Brachen

Der Flächenanteil von Brachflächen hat sich seit 2003 etwa verdoppelt. Rund 58 ha werden von Brachen unterschiedlicher Ausprägung eingenommen. Den weitaus größten Anteil (ca. 28 ha) haben Brachflächen, in denen Arten des *Tanaceto-Artemisietum* vorherrschen. Die Flächen sind teilweise recht blütenreich und bieten aus faunistischer Sicht ein reiches Angebot für Insekten aber auch Insektenfresser. Hohe Siedlungsdichten von Heuschrecken unterstreichen den Wert dieser Brachflächen. Im Jahr 2003 nahmen Brachen, die dem *Tanaceto-Artemisietum* zugeordnet wurden nur etwa 6,5 ha ein.

Ebenfalls weit verbreitet sind Brachen, in denen Wasserschwaden (*Glyceria maxima*) und/oder Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) hohe Deckungsgrade erreichen. Gelegentlich ist der Anteil von Brennnesseln an diesen Flächen recht hoch, manchmal ist die Brennnessel auch dominant. Auch diese Brachen finden sich verstärkt im nördlichen Gebietsteil, zum Beispiel beiderseits des Bleichenholter Grabens. Meist sind nur wenige Arten an der Artenzusammensetzung beteiligt, auf engem Raum können sich dominante Arten abwechseln. Die Bestände sind vergleichsweise stabil, Gehölze in Form von Grauweiden oder Erlen dringen nur spärlich ein.

Schwerpunktorkommen weiterer Brachflächen finden sich südlich von Lahre sowie südwestlich von Huden. Im südlichen Projektgebiet sind dagegen nur noch sehr vereinzelt Brachflächen zu finden.

Grünlandgesellschaften

Durch die großflächigen Umwandlungen von Acker in Grünland sind besonders bei den Fettweiden und den Glatthaferwiesen-Fragmenten erhebliche Flächenzuwächse entstanden. Dies ist besonders zu begrüßen, da Ackernutzung in der Überflutungsauwe als nicht standortgerechte Nutzung anzusehen ist. Traditionell nahmen Grünländer unterschiedlichster Ausprägungen immer den Hauptanteil der landwirtschaftlichen Nutzung in Flussaue ein. Neben Fettweiden und rudimentär ausgebildeten Glatthaferwiesen sind Flutrasen und Feuchtwiesen ebenfalls als standorttypische Pflanzengesellschaften in der Haseaue verbreitet.

Bei den **Fettweiden** hat sich die genutzte Fläche in etwa verdoppelt. Vielfach dringt der Rainfarn (*Tanacetum vulgare*) auch hier in die Bestände ein, lokal auch das Jakobs-Kreuzkraut (*Senecio jacobaea*). Beide Arten sind langfristig als problematisch einzustufen, da sie zur Bildung von artenarmen Dominanzbeständen neigen und die charakteristische Artenzusammensetzung der Fettweiden zurückdrängen.

Die **Glatthaferwiesen-Fragmente** sind hauptsächlich auf durch Umwandlung von Acker in Grünland und Neueinsaat entstandenen Standorten entwickelt. Heute sind auf den durch Einsaat entstandenen Flächen artenarme Wiesenbestände etabliert. Charakterarten der Glatthaferwiesen fehlen meist oder sind nur sehr spärlich vertreten, mit Ausnahme des Wiesenfuchsschwanzes (*Alopecurus pratensis*) und gelegentlich auch des Wiesen-Kerbels (*Anthriscus sylvestris*).

Ganz offensichtlich dauert die vegetationskundliche Entwicklung der Flächen noch an. Viele Bestände sind niedrigwüchsig und mancherorts ist aufgrund schlechter Wasserversorgung die Vegetationsdecke lückig.

Diese Bestände sind wirtschaftlich vermutlich kaum nutzbar und aufgrund ihrer geringen Artenzahl mit wenigen Kräutern auch als Lebensraum für Tiere, beispielsweise Vögel, nur von geringem Wert. In den sandigen Bereichen dringen ab und zu Arten der Sandmagerrasen ein, ohne dass jedoch eine Entwicklung zum *Diantho-Armerietum* erkennbar wäre. Angesichts des vergleichsweise großen Flächenanteils dieser Grünlandbestände sollte vielleicht eine behutsame Änderung der Nutzung zunächst in Teilflächen erwogen werden. Vorschläge dazu werden in Kapitel 5.1.4 ausgeführt.

Bei den **Flutrasen** wurde 2003 der Pioniercharakter hervorgehoben. Ganze Flurstücke zum Beispiel auf Pionierflächen am Bleichenholter Graben und auch Einsaatflächen auf staunassen, überschwemmten Flächen wurden von Flutrasen mit Dominanz von Knickfuchsschwanz (*Alopecurus geniculatus*) eingenommen (REMY & SCHRÖPFER 2009). 2003 wurden ca. 18 ha Flutrasen kartiert. Daneben kamen Flutrasen auch in Senken oder Flutmulden verbreitet vor.

2018 sind Flutrasen nach wie vor weit verbreitet im Untersuchungsgebiet. Ein Rückgang der Fläche auf ca. 8 ha ist durch verschiedene Umstände erklärlich: 2018 herrschen bei den Knickfuchsschwanzrasen (*Ranunculo-Alopecuretum geniculati*) meist kleine Bestände in Flutrinnen oder Senken vor. Flächige Ausbildungen sind nach dem Rückgang der Pionierflächen bzw. der dort fortgeschrittenen Sukzession praktisch nicht mehr zu finden. Als weitere Ausbildung der Flutrasen findet sich eine Gesellschaft, in der Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) deutlich aus den ansonsten eher niedrigwüchsigen Beständen hervortritt. Diese Ausbildung ist – ähnlich dem Knickfuchsschwanzrasen – auf Senken, Grabenränder und Flutrinnen beschränkt.

Feucht- und Nasswiesen nahmen 2003 mit insgesamt 0,88 ha nur (noch) sehr geringe Flächenanteile ein und spielten daher praktisch keine Rolle im Spektrum der vertretenen Pflanzengesellschaften. Dies ist umso bedauerlicher, als Feucht- und Nasswiesen aufgrund der Standortansprüche an sich charakteristisch für Flussauen sind und ehemals weit verbreitet waren. Bereits 1975 wiesen MEISEL & HÜBSCHMANN auf den dramatischen Rückgang von Nass- und Feuchtbiotopen im Emstal hin, heute sind diese Wiesengesellschaften sehr selten und in manchen Ausbildungen nahezu erloschen (vgl. DRACHENFELS 2012). Nur die Waldsimsenwiese (*Scirpetum sylvatici*), die Mädesüßflur (*Valeriano-Filipenduletum*) und ein Fragment der Sumpfdotterblumenwiesen (*Calthion*) waren 2003 noch mit sehr geringen Flächenanteilen vertreten (0,88 ha). Demgegenüber hat sich eine leichte Zunahme bei der Kartierung 2018 ergeben. Die knapp 6 ha Feuchtwiesenfläche verteilen auf Mädesüßfluren und deren Fragmente (2,24 ha), Waldsimsenwiesen (0,52 ha) sowie auf fragmentarisch ausgebildete Feuchtwiesen (*Molinietalia*). Veränderungen haben sich insbesondere im östlichen Bereich zwischen Mittelradde und Bleichenholter Graben eingestellt. Anderenorts verhindern tiefe Entwässerungsgräben, fehlende Nutzung oder beides zusammen die Entwicklung von Feuchtgrünland.

Sandmagerrasen und Silbergras-Gesellschaften

Nach knapp 20 Jahren haben sich unter dem Einfluss der extensiven Beweidung insbesondere im Bereich der Hammer Schleife und dort mit Schwerpunkten im Nordwestteil der Schleife sowie den Alt-Dünenrest an der Ostseite Bestände des *Diantho-Armerietums* entwickelt bzw. dauerhaft etabliert. Das Zurücktreten oder gänzliche Fehlen der typischen Weidegräser und das stete Auftreten von Heide-Nelke (*Dianthus deltoides*) und dazu einer ganzen Reihe typischer Begleitarten, darunter Acker-Hornkraut (*Cerastium arvense*), Sand-Segge (*Carex arenaria*), Echtes Labkraut (*Galium verum*) ist bezeichnend für die Bestände. Im Gegensatz zu REMY & SCHRÖPFER (2009: S. 74), die von einer „eher großzügigen“ Kartierung der Bestände sprechen, haben wir uns angesichts der mittlerweile knapp 20-jährigen langen Entwicklungszeit für eine nicht so weite Fassung der Bestände entschieden. Daher sind in unserer Darstellung Flächen, in denen neben vereinzelt Vorkommen der einen oder anderen Sandmagerrasenart regelmäßig klassische Weidearten wie Deutsches Weidelgras (*Lolium perenne*) oder Weißklee (*Trifolium repens*) mit einer gewissen Deckung vorkamen den Trockenen Fettweiden (*Lolio-Cynosuretum plantaginetosum*) oder eine nicht soziologisch weiter eingeordneten Übergangseinheit, die wir als „Trockene Weide mit Arten der Sandmagerrasen“ bezeichnet haben, zugeordnet worden.

Zwar vermag auch diese Zuordnung nicht restlos zu befriedigen, es deutet sich bei dieser Einstufung jedoch an, dass die durch Umwandlung von Ackerstandorten neu entstandenen Grünlandflächen z. B. im Westen der Hammer Schleife oder auch auf dem Großteil der Westerschleife eher noch dem Wirtschaftsgrünland als den Sandmagerrasen zuzurechnen sind. Möglicherweise werden sich in Zukunft noch weitere Arten der Sandmagerrasen in diesen Beständen ausbreiten, sodass die Flächen des *Diantho-Armerietums* dann weiter zunehmen werden. Wie in vielen anderen Hasetal-Abschnitten sind auch die sandigen Magerweiden und Sandmagerrasen lokal von dem Eindringen und der Ausbreitung des Rainfarns (*Tanacetum vulgare*) bedroht. Dort, wo sich die Art ausbreitet, haben die konkurrenzschwachen Arten an Terrain verloren oder sie werden zurückgedrängt. Hier wäre im Sinne der Etablierung und nachhaltigen Sicherung der Sandmagerrasen eine angepasste Bewirtschaftung erforderlich, die ein Zurückdrängen des Rainfarns zum Ziel haben sollte.

Auf den Neo-Dünen von Wester- und Hammer Schleife finden sich kleine Bestände der Grasnelken-Gesellschaft sowie Übergänge zu den Trockenen Weiden ausgebildet. Leider haben sich auf der Neo-Düne der Hammer Schleife Kiefern stark ausgebreitet, wodurch

Sandmagerrasen-Entwicklungen unterbunden werden. Hier sind auf jeden Fall Maßnahmen zur Zurückdrängung und Beseitigung der Kiefern sinnvoll. Weitere Vorkommen der Grasnelken-Gesellschaft finden sich auf ehemaligen Uferwällen entlang der Hase, wo sie sich manchmal auf nur wenigen Quadratmetern Fläche entwickelt haben. Dort profitieren sie von einem gelegentlichen Befahren, wodurch ein Zuwachsen oder Eindringen von Arten aus der Umgebung erschwert wird.

Zusammenfassend kann für die Sandmagerrasen und Silbergras-Gesellschaften festgestellt werden, dass die Flächenanteile dieser Gesellschaften nicht zugenommen haben. Im Gegenteil, durch Kiefernaufwuchs auf den Neodünen, Sukzession auf Pionierstandorten sowie Ausbreitung von Problempflanzen (*Tanacetum*) und aufgrund der Abgrenzung gegenüber den Trockenen Fett- und Magerweiden ergeben sich in der Bilanz sogar leichte Flächenverluste. Es besteht daher ein gewisser Handlungsbedarf, sofern die Bestände der Sandmagerasen und Silbergras-Gesellschaften dauerhaft gesichert und vermehrt werden sollen. Aufgrund der edaphisch günstigen Voraussetzungen bestehen dafür sehr gute Rahmenbedingungen. Im anschließenden Maßnahmenenteil werden einige Hinweise dazu gegeben.

Röhrichte und Großseggenrieder

Die Vorkommen von **Röhrichten** und **Großseggenriedern** sind im Untersuchungsgebiet in den letzten 20 Jahren annähernd gleichgeblieben. Die geringen Unterschiede in den Flächenanteilen können teilweise maßstabsbedingt entstanden sein. Bei den Röhrichten wurden beispielsweise 2003 auch kleine Bestände von Gesellschaften erfasst, die 2018 nicht kartiert wurden, weil sie unterhalb der Darstellungsgrenze lagen oder aber weil die Gewässerbegleitvegetation der Hase 2018 nicht vertieft erfasst wurde (z. B. *Acoretum calami*, *Butometum umbellati*, *Sparganietum erecti*). Die Gesellschaften kommen auch heute an der Hase in oft schmalen, linienförmigen Beständen vor. Das *Acoretum calami* wurde zudem an einem Stillgewässer (A17) westlich Huden nachgewiesen.

Dagegen nehmen Flächen mit Wasserschwaden-Röhricht (*Glycerietum maximae*) und Rohrglanzgras-Röhricht (*Phalaridetum arundinaceae*) insgesamt etwa gleich viel Fläche ein, wie im Jahr 2003, auch wenn das Verhältnis etwas zugunsten der Wasserschwaden-Röhrichte verschoben erscheint. Tatsächlich würden noch weit mehr Röhrichte in der Haseaue vorkommen, wenn nicht zahlreiche Bestände durch Brachfallen und Ausbreitung von Brennesseln den Charakter von Brachen angenommen hätten. Mehr als 16 ha gehen der an sich positiven Entwicklung so „verloren“. Gegenüber den Brachen sind die reinen Röhrichtbestände aber auch nasser und in der Regel weniger anfällig gegenüber Sukzession.

Nicht mehr kartiert wurde das *Peucedano-Calamagrostietum canescentis*, welches 2003 noch östlich des Bleichenholter Grabens auf mehreren kleinen Teilflächen sowie im Gebiet des Lahrer Moors erfasst wurde. Die Wuchsorte der Gesellschaft sind 2018 mit Ausnahme der Vorkommen im Lahrer Moor, welches nicht kartiert wurde, nicht mehr vorhanden. Stattdessen wachsen heute dort dichte Brachen mit Rohrglanzgras und Brennessel-Beteiligung.

Wie bereits ausführlich dargestellt, sind zwei Röhrichtgesellschaften 2018 erstmals kartiert worden. Es steht fest, dass zumindest die Wasserfenchel-Sumpfkressen-Gesellschaft auch 2003 schon im Untersuchungsgebiet vorkam. Allerdings berichten REMY & SCHRÖPFER (2009) nur von zerstreuten bis kleinstflächigen Vorkommen. 2018 hat sich ein vergleichsweise großer Bestand dieser nicht häufigen Gesellschaft in dem neu angelegten Stillgewässer N13 in der Hammer Schleife entwickelt (Abbildung 44). Die Gesellschaft ist dort besonders gut in einer Fazies mit *Ranunculus peltatus* (Schild-Wasserhahnenfuß) ausgebildet.

Ebenfalls neu kartiert, wenngleich vermutlich bereits 2003 im Gebiet vorhanden, wurden Reisquicken-Bestände, die zu den niedrigwüchsigen Röhrichten gehören (*Leersia*

oryzoides-Bestände). Da die Art leicht übersehen wird, sind wenigstens einige der über 10 verschiedenen Vorkommen im Gebiet sicher schon vor der Renaturierung vorhanden gewesen. Neu dürfte aber zumindest der größte Bestand im Gewässer N72 bei Bleichenholte sein. Dieses Gewässer ist eine Neuanlage, weshalb davon auszugehen ist, dass auch der Reisquecken-Bestand sich hier im Laufe der letzten 20 Jahre entwickelt hat. Das neue Vorkommen der stark gefährdeten Reisquecke (Gefährdungskategorie 2) unterstreicht die Bedeutung von Gewässer-Neuanlagen auch aus floristischer Sicht.

Veränderungen bei weiteren Erfassungseinheiten

Neben den naturnahen oder halbnatürlichen Pflanzengesellschaften sind auch stark anthropogen beeinflusste Gesellschaften oder Nutzungen im Gebiet vertreten und Veränderungen in den Flächenanteilen unterworfen.

Bereits erwähnt wurden die **Ackerflächen**, deren Anteil durch Einsaaten stark zurückgedrängt wurde. Da ein Teil dieser Umwandlungen bereits vor dem Referenzzeitschnitt 2003 erfolgte, ist der projektbedingte Umfang der Veränderungen sogar noch deutlich größer als aus der Nutzungsstatistik gemäß Abbildung 41 hervorgeht. Leider werden auch aktuell noch mehr als 54 ha Auenflächen im Untersuchungsgebiet als Acker genutzt, da nicht alle Flächen erworben und im Anschluss umgewandelt werden konnten. Auf den intensiv genutzten Äckern sind morphodynamische Prozesse nicht erwünscht. Die Nutzung als Acker widerspricht im Überschwemmungsgebiet den Zielen der Auenrenaturierung. Abschwemmungen von Boden und Einträge von Nährstoffen sind unerwünschte Begleiteffekte der Ackernutzungen in Flussauen. Im Projektgebiet sind Ackerflächen vorwiegend westlich der Hase im Raum südöstlich Lehrte, beiderseits der Hase östlich von Bückelte sowie westlich der Hase zwischen Bückelte und der Hammer Schleife zu finden.

Die Statistiken zu den übrigen Kartiereinheiten sind nur bedingt aussagekräftig, da sich viele Kleinstflächen darunter verbergen. Immerhin scheinen eine geringe Verschiebung bzw. Abnahme von unbefestigten Flächen (2003: 6,12 ha, 2018: 3,63 ha) zu Lasten von befestigten Flächen erkennbar (2003: 0,49 ha, 2018: 2,57 ha).

5.1.3.3 Zusammenfassung wichtiger Ergebnisse

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass sich der Erfolg zahlreicher Maßnahmen in den veränderten Flächenanteilen der verschiedenen Pflanzengesellschaften deutlich widerspiegelt. Insbesondere bei den Grünlandgesellschaften wird dies deutlich, einhergehend mit einer starken Abnahme der Ackernutzung.

Auch bei den Sandmagerrasen sind bei gemeinsamer Betrachtung mit den Trockenen Weiden durchaus positive Entwicklungen zu verzeichnen. Allerdings werden einzelne Bestände durch Ausbreitung von Kiefern verdrängt.

Einige Pflanzengesellschaften wurden erstmals kartiert (unter anderem Brennhahnenfuß-Nassweide, Reisquecken-Bestände, Wasserfenchel-Sumpfkressen-Gesellschaft, Eichen-Auenwald-Fragmente). Zusammen mit ausgedehnten, teils feuchten oder nassen Brachflächen haben die naturnahen Vegetationsbestände deutlich an Fläche gewonnen.

Gute Erfolge sind auch durch die Neuanlage und Teil-Revitalisierung von Auengewässern erzielt worden. In einigen Gewässern haben sich seltene oder typische Wasserpflanzengesellschaften angesiedelt. Es ist zu vermuten, dass durch Fraßdruck von Säugetieren die Entwicklung typischer Schwimmblattvegetation zumindest in einigen Gewässern beeinträchtigt wird. Die Uferbereiche mehrerer Gewässer sind infolge von Sukzession teils stark zugewachsen, viele Ufer erweisen sich als sehr steil und damit hinderlich für eine Besiedlung mit Verlandungsvegetation aber auch ungünstig für Amphibien.

Negativ schlägt die Eutrophierungstendenz in feuchten Wäldern und Brachen zu Buche. Eine in Teilen sehr extensive oder fehlende Bewirtschaftung hat zur Ausbreitung von Problem-pflanzen geführt, von denen Rainfarn und Jakobs-Kreuzkraut besondere Beachtung bei der weiteren Gebietsentwicklung bedürfen.

Die Fließgewässerdynamik ist, soweit dies anhand der vegetationskundlichen Kartierung und den seit 2003 eingetretenen Veränderungen beurteilt werden kann, in erster Linie auf die Hase nahen Auenbereiche konzentriert. Hier haben Uferabbrüche, Substratverlagerungen und Sukzession zu vielfältiger Diversifizierung der lokalen Standortverhältnisse geführt. In der Folge bilden sich immer wieder Pionierstandorte am Haseufer.

Das Ausuferungsverhalten der Hase kann anhand der 2-jährigen Bearbeitungszeit nicht hinreichend genau im Hinblick auf den Einfluss auf vegetationskundliche Entwicklungsprozesse in der gesamten Aue eingeschätzt werden. Gestützt auf unsere eigenen Beobachtungen erscheinen uns manche Entwässerungsgräben als immer noch deutlich zu tief. Der geringe Anteil feuchter Wiesen unterstreicht den Eindruck, dass die Aue insgesamt zu trocken ist und / oder zu selten oder zu wenig anhaltend überflutet wird. Zwar gibt es in den Randbereichen wie z. B. südlich Lahre, westlich Huden oder um Bleichenholte durchaus nasse Flächen mit entsprechender Vegetation. Weite Auenbereiche werden allerdings von zum Teil schlecht mit Wasser versorgten artenarmen Grünländern eingenommen, deren vegetationskundliche Entwicklung auch infolge einer nicht optimalen Nutzung stagniert.

Diese kritischen Anmerkungen sollen den Erfolg des Projektes nicht schmälern. Es erscheint uns aus den erzielten Ergebnissen aber angezeigt, in einigen Bereichen nachzusteuern und Entwicklungen zur weiteren Verbesserung einzuleiten. Dazu werden im Folgenden einige Anregungen gegeben, die naturgemäß stark die vegetationskundlichen Belange in den Vordergrund stellen.

5.1.4 Maßnahmenempfehlungen

Die Renaturierungsmaßnahmen an der Hase können insgesamt als sehr erfolgreich und richtungsweisend für gelungene Auen-Renaturierungen bewertet werden. Nach ca. 20 Jahren Entwicklungszeit seit Umsetzung der Maßnahmen können als Ergebnis der vegetationskundlichen Untersuchungen im Rahmen des E+E-Vorhabens „Erfolgskontrolle von abgeschlossenen E+E Vorhaben zur Auenrenaturierung“ Vorschläge zur weiteren Optimierung der Flussaue und der charakteristischen Auenbiotope gegeben werden. Im Folgenden werden potentielle weitere Maßnahmen aufgelistet, ohne den Anspruch auf Vollständigkeit zu erheben und auch ohne die tatsächliche Realisierungsfähigkeit geprüft zu haben. Letztere ist von diversen Rahmenbedingungen abhängig, darunter Grundbesitzverhältnisse, finanzielle Faktoren oder auch wasserwirtschaftliche Rahmenbedingungen, die nicht im Rahmen dieser Bearbeitung beantwortet oder geklärt werden können.

Die nachfolgende Auflistung versteht sich daher als reine Empfehlungsliste. Prioritäten werden in der Liste ebenfalls nicht genannt, da grundsätzlich alle weiteren Maßnahmen aus unserer Sicht geeignet erscheinen, weitere Habitatoptimierungen in der Haseaue einzuleiten. Es sei an dieser Stelle auf die derzeit in Aufstellung befindlichen FFH-Managementpläne verwiesen, in deren Rahmen möglicherweise die eine oder andere Maßnahme realisiert werden könnte.

5.1.4.1 Extensive Beweidung

Auf den aus Ansaaten hervorgegangenen Grünländern haben sich großflächig artenarme Wiesen entwickelt. Die Struktur dieser Wiesenflächen ist häufig recht monoton, charakteristische Vögel der Wiesen und Weiden sind mangels geeigneter Strukturen und geringen Nahrungsangebotes unterrepräsentiert. Es ist aus unserer Sicht zu erwägen, in einzelnen Bereichen eine extensive, möglicherweise auch ganzjährige Beweidung mit Huftieren zuzulassen. Der Dung von Gras fressenden Großsäugern in Verbindung mit den durch extensive Beweidung entstehenden Strukturen spielt eine bedeutende Rolle, die sich günstig auf die Diversität praktisch der gesamten Nahrungskette vom koprophagen Käfer bis hin zu Fledermäusen auswirkt (BUNZEL-DRÜKE et al. 2009).

Besonders geeignet für eine derartige Beweidung wären aus unserer Sicht die Grünländer südwestlich Huden um den Schulenriedengraben bis zur Eichenallee, die zum alten Fähranleger führt, eventuell auch die sich nördlich anschließenden Flächen bis zum Sautmannshäuser Graben, dort jedoch nur westlich der verlandeten Altarmschleife. Weiterhin würden sich auch die großen Grünland-Ansaatbereiche östlich von Lehrte für eine extensive Beweidung eignen. Nach mündlicher Auskunft eines Anwohners wären in Hunden geeignete Personen zur Betreuung und Umsetzung eines Beweidungskonzeptes vorhanden.

5.1.4.2 Nach-Beweidung von Wiesenflächen

Alternativ zu einer Ganzjahresbeweidung käme eventuell auch eine Nachweide von Wiesenflächen in Betracht. Auch hier würde die strukturelle Anreicherung im Vordergrund stehen. Allerdings hat die Nachweide den Nachteil, dass die Zurückdrängung von Weideunkräutern oder unerwünschten Begleitarten weniger effizient verläuft, als bei einer Ganzjahresbeweidung, bei der gerade in den Herbst-/Wintermonaten Arten gefressen werden, die sonst nicht zum bevorzugten Nahrungsspektrum der Weidetiere gehören (z. B. *Rumex*-Arten) (BUNZEL-DRÜKE et al. 2009).

5.1.4.3 Absperrung gegen Beweidung

Einhergehend mit einer möglicherweise in Teilen des Gebietes zuzulassenden Beweidung wäre die Einzäunung von Stillgewässern im Einzelfall zu prüfen und gegebenenfalls umzusetzen. Je nach Besatzdichte können Gewässerränder aber auch beweidet werden. Nach BUNZEL-DRÜKE et al. (2009: S. 24) gilt Folgendes: „Entscheidend für die Struktur der Vegetation am Gewässerrand ist neben der Viehdichte die Länge des zugänglichen Gewässerrandes im Verhältnis zur Zahl der Weidetiere. Neu angelegte Tümpel in Weideflächen mit ca. 50 Meter Uferlänge pro Weidetier blieben auch nach vier Jahren fast bewuchsfrei. Standen dagegen 100 Meter Gewässerrand zur Verfügung, entwickelte sich Röhricht aus lückig wachsenden, relativ verbissfesten Arten wie Schwanenblume (*Butomus umbellatus*), Froschlöffel (*Alisma plantago-aquatica*), Igelkolben (*Sparganium erectum*), Sumpfbinsen (*Eleocharis palustris*) und Grauer Teichsimse (*Schoenoplectus tabernaemontani*)“.

5.1.4.4 Bekämpfung Rainfarn und Jakobs-Kreuzkraut

Die im gesamten Gebiet starke Ausbreitung von Rainfarn (*Tanacetum vulgare*) und in einigen Flächen auch von Jakobs-Kreuzkraut (*Senecio jacobaea*) ist aus vegetationskundlicher Sicht als problematisch anzusehen. Es gibt leider keine Patentrezepte zur Zurückdrängung dieser Arten, daher sind möglichst verschiedene Ansätze in Teilgebieten auszuprobieren. Ein Schwerpunkt der Bekämpfung des Rainfarns sollte im Bereich der Hammer Schleife liegen, da hier die Massenausbreitung die Entwicklung wertvoller Magergrünländer und Sandmagerrasen behindert.

Das Jakobs-Kreuzkraut ist demgegenüber noch weniger weit verbreitet, dennoch sollten auch Bestände dieser Art im Auge behalten und nach Möglichkeit zurückgedrängt werden. Hier ist eine frühe Mahd vor der Hauptblüte geeignet, wenngleich auch diese Maßnahme nur bedingt wirksam ist.

5.1.4.5 Gelegentliche Mahd von Brachen

Einige feuchte Brachflächen entwickeln sich infolge fehlender Nutzung zu stark verfilzten Brachen mit hohem Anteil Brennesseln und oft Dominanz weniger Arten. Es wird vorgeschlagen, hier durch eine mosaikartige Mahd von Teilflächen in mehrjährigem Abstand mit anschließender Beseitigung des Mahdguts zu reagieren.

Als Ergebnis sollten etwas artenreichere, weniger verfilzte Brachen entstehen, die einen höheren Anteil Hochstauden aufweisen und nicht von Brennesseln dominiert werden. Schwerpunktbereich für diese Maßnahme wären die Bereiche um den Bleichenholter Graben.

5.1.4.6 Weitere Umwandlung von Ackerflächen

Überall dort, wo sich die Möglichkeit weiteren Grunderwerbs bietet, sollten weitere Umwandlungen von Acker in Grünland erfolgen. Die Verortung dieser Maßnahmen ergibt sich aus der Lage der heute noch vorhandenen Ackerflächen. Schwerpunktbereich liegen südlich der Tönjesstraße sowie bei Hamm.

5.1.4.7 Verringerung der Kiefernausbreitung

Auf den Neo-Dünen der südlichen Haseschleifen haben sich Kiefern zu Ungunsten der dort vorgesehenen Sandmagerrasen-Entwicklungen ausgebreitet. Die Kiefern sollten beseitigt werden. Auch auf dem Dünenrest am Ostrand der Hammer Schleife stehen Kiefern, die beseitigt werden könnten.

Weitere Kiefernwälder, wie etwa der Kiefern-Mischbestand nördlich des alten Fähranleger westlich von Huden oder die Kiefern-Mischwälder an der Bückelter Haseschleife sollten (mittelfristig) zu standortgerechten Birken-Eichenwald umgebaut werden.

5.1.4.8 Optimierung von Ufern an den Stillgewässern

Viele Stillgewässer weisen relativ steile Ufer auf. Dadurch ist die Entwicklung von typischer Verlandungsvegetation erschwert. Auch die Besiedlung durch Amphibien leidet unter steilen Ufern. Als Folge fehlender oder sehr spärlicher Röhrichtentwicklung sind auch daran gebundene Tierarten, wie z. B. Libellen oder Rohrsänger unterrepräsentiert. Es wird daher empfohlen, einzelne Uferbereiche von Stillgewässern abzuflachen.

Ferner sind viele Gewässer im Laufe der Zeit durch Gehölzsukzession stark von Gehölzen umgeben. Hier könnte eine abschnittsweise Freistellung von Gehölzen mehr Licht an die Gewässer bringen und die Entwicklung von Uferhochstauden und Röhrichten begünstigen. Eine abschnittsweise Beseitigung von Gehölzen auf ca. 20 – 30 m Breite wäre hierzu geeignet.

Diese Maßnahmen empfehlen wir zum Beispiel für die Gewässer Nr. A17, A24, A 43, A47, A52, A53 und A55, sowie für N02, N12 und besonders N74. Die vollständige Sukzession mit Gehölzen wird sich mittelfristig bei den Gewässern N13 und N130 einstellen. Hier ist abzuwägen, ob eine Freistellung von Teilbereichen sinnvoll ist. Insbesondere N130 in der Hammer Schleife hat aktuell kaum noch Gewässercharakter.

Bei den teilrevitalisierten Gewässern wären Uferabflachungen der Gewässer T35, T54 und T09 zu empfehlen.

5.1.4.9 Neuanlage von Auengewässern

Neben der Optimierung von vorhandenen Stillgewässern ist auch die weitere Neuanlage von Stillgewässern zu empfehlen. Die Neuanlage kann unter Umständen mit sehr geringem finanziellem Aufwand durchgeführt werden, meist sind bei vorhandenem Grundbesitz nur wenige Baggerstunden ausreichend für die Neuschaffung von Gewässern, die dann zumindest für einige Jahre Pioniercharakter aufweisen.

Günstige Ausgangsbedingungen finden sich aufgrund hoher Grundwasserstände insbesondere in den großen Brachflächen nördlich der Mittelradde, beiderseits des Bleichenholter Grabens (vor allem südlich) und in den Feuchtgebietskomplexen südlich Lahre bzw. westlich von Huden. Durch geschickte Anordnung von Stillgewässern mit Eignung für Amphibien könnte auch ein Korridor zwischen Lahrer Moor und Bleichenholte entwickelt werden, der im Idealfall zur Ausbreitung von Amphibienpopulationen aus dem Lahrer Moor in das Projektgebiet führt.

5.1.4.10 Optimierung des Wasserhaushalts

Der Wasserhaushalt der Haseaue ist nach unserem Eindruck noch nicht im Optimalzustand. Das sommerliche Austrocknen weiter Teile der Aue verhindert die Entwicklung feuchteabhängiger Lebensräume wie Feucht- und Nasswiesen oder Bruchwäldern und führt auch zur Austrocknung von Stillgewässern.

Die Hase liegt als Hauptvorfluter relativ tief eingeschnitten im Gelände, Entwässerungsgräben sind teilweise tief eingeschnitten und tragen zur Entwässerung der Aue bei. Hier sollte überlegt werden, inwieweit durch den Anstau oder Verschluss von Gräben der mittlere Auenwasserstand deutlich angehoben werden kann. Optimal wäre es, wenn auch die Hase-Sohle angehoben werden könnte. Uns ist bewusst, dass solche Maßnahmen eine umfangreiche wasserwirtschaftliche Planung und die Berücksichtigung vielfältiger konkurrierender Nutzungsanforderungen berücksichtigen müssen. Allerdings sind uns aus eigener Praxis von Projekten an der Lippe auch Beispiele bekannt, in denen solche Anforderungen aufgrund des vorhandenen Grundbesitzes auch realisiert werden konnten. Dies wären Maßnahmen, die vor dem Hintergrund der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie eine Weiterentwicklung des Projektes darstellen könnten.

5.1.4.11 Möglichst mehr Ausuferung

Im Zusammenhang mit weiteren wasserbaulichen Maßnahmen an der Hase sollte die Ausuferungsmöglichkeit in die Aue verbessert werden. Dazu könnten beispielsweise vorhandene Rückschlagklappen beseitigt werden und einzelne Uferbereiche stark abgeflacht werden. Diese Maßnahme würde ebenfalls eine Berücksichtigung der Auswirkungen auf die Aue und die umliegenden Flächen voraussetzen und ist insofern als reiner Vorschlag ohne Anspruch auf Realisierbarkeit zu verstehen.

5.1.4.12 Mehr Totholz in die Gewässer

Bereits in den vergangenen Jahren wurde Totholz in der Hase eingebracht. Dieser richtige und wichtige Schritt sollte durch weitere Totholz-Einbringungen weiterverfolgt werden. Zusätzlich könnten Sturzbäume und Uferauskolkungen zugelassen werden, wodurch sich deutliche strukturelle Verbesserungen im Querprofil der Hase entwickeln könnten. Im Strömungsschatten von Sturz- und Totholz kann sich auch im Längsprofil das Gewässer weiter morphologisch dynamisieren. Totholz kann auch ohne große Probleme in den Bleichenholter Graben eingebaut werden. Da hier die meisten Flächen im öffentlichen Besitz sind, dürfte einer Realisierung hier wenig entgegenstehen.

5.1.4.13 Verringerung von Stoffeinträgen aus der Landwirtschaft

Soweit möglich, sollten auch im Einzugsgebiet der in die Hase mündenden Gewässer Schulenriedengraben, Sautmannshauser Graben, Stadtmarkgraben, Bawinkler Bach, Dörgener Beeke und auch Mittelradde konsequent Gewässerrandstreifen eingerichtet und gesichert werden. Auf diese Art und Weise können zumindest weniger stoffliche Einträge aus der Landwirtschaft in das Gebiet und die Gewässer gelangen.

5.2 Avifauna

BEARBEITUNG: AXEL MÜLLER

5.2.1 Methoden

Um ein möglichst vollständiges und zuverlässiges Bild der Brutvogelgemeinschaften zu erhalten, wurde die Erfassung – entsprechend den methodischen Vorgaben des Auftraggebers – nach der Methode der Revierkartierung (z.B. SÜDBECK et al. 2005) in Probeflächen in zwei aufeinander folgenden Jahren durchgeführt (Vgl. Abbildung 48). Es wurden Untersuchungen auf vier Probeflächen von je 20 ha durchgeführt, sodass die untersuchte Gesamtfläche von 80 ha etwa einem Sechstel des gesamten Projektgebietes umfasst.

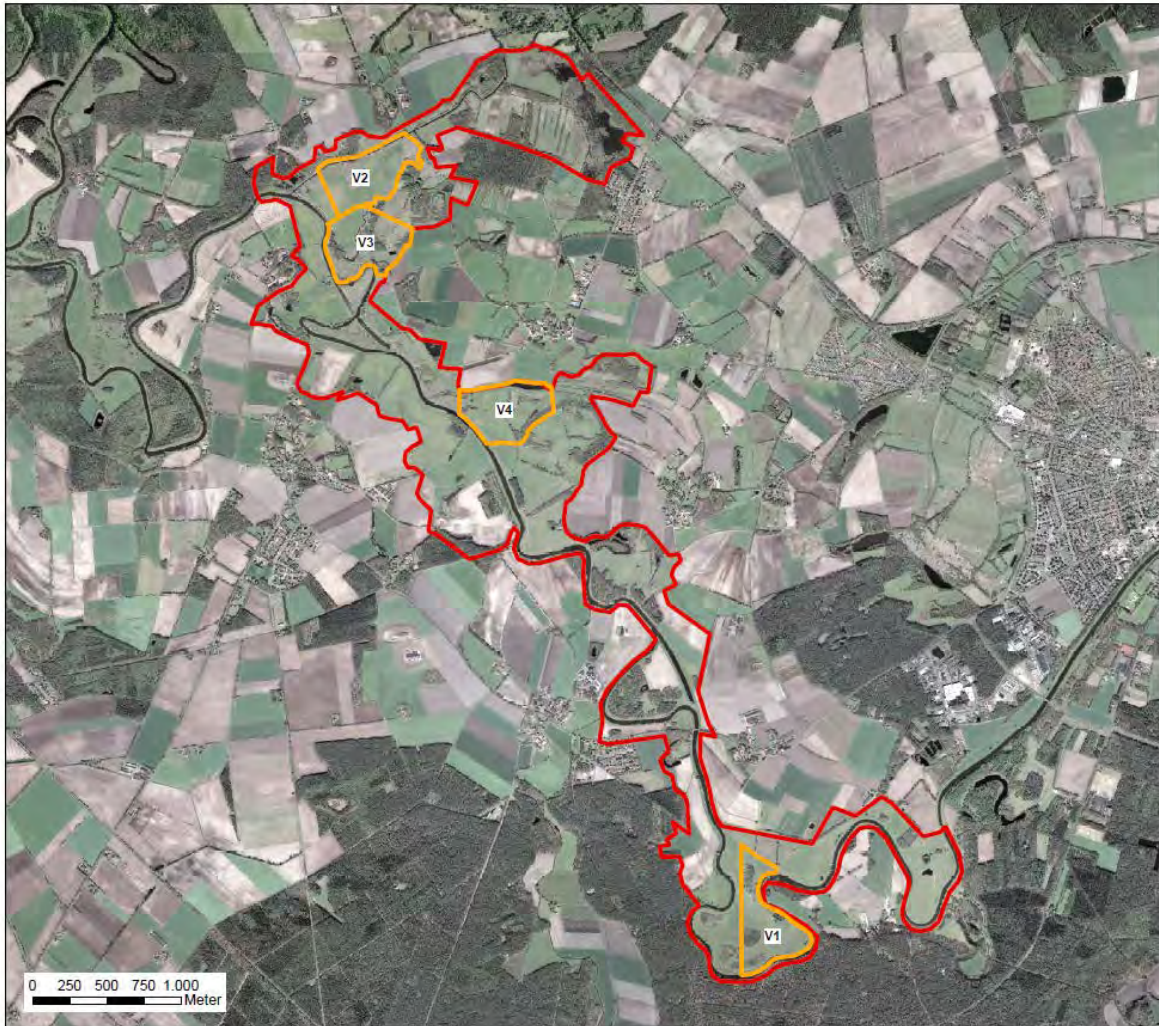


Abbildung 48: Lage der Probeflächen im Projektgebiet; Quelle: Auszug aus den Geobasisdaten der Niedersächsischen Vermessungs und Katasterverwaltung, © 2018, www.lgln.de.

Systematik und Nomenklatur der Vogelarten folgen durchgängig noch der Artenliste von BARTHEL & HELBIG (2005), obwohl zwischenzeitlich eine neue deutsche Artenliste erschienen ist (BARTHEL & KRÜGER 2018, BARTHEL et al. 2018), die einige taxonomische und nomenklatorische Änderungen enthält. Da die Anwendung der neuen Liste derzeit in Fachkreisen intensiv diskutiert wird (z. B. NOTTMAYER & FLADE 2019), wurde auf ihre Verwendung verzichtet. Zur Einteilung der Vogelarten in ökologische Gilden wird dem Vorschlag von BELLEBAUM (1996) gefolgt.

Es sollen Zusammenhänge zwischen der Ausprägung der Brutvogelgemeinschaften und den durchgeführten Renaturierungsmaßnahmen sowie Empfehlungen für weitere zukünftige Maßnahmen herausgearbeitet werden.

Die Interpretation der erhobenen Daten zu den Brutvogelgemeinschaften im Hinblick auf eingetretene Wirkungen der durchgeführten Maßnahmen wird allerdings dadurch erschwert, dass keine entsprechenden Referenzdaten zu den Brutvogelgemeinschaften aus der Zeit vor der Maßnahmenumsetzung vorliegen und im bisherigen Projektverlauf keine Erfassungen der Brutvögel durchgeführt wurden.

Zwischen Ende März und Anfang Juli 2017 wurden in allen vier Probeflächen je acht Begehungen in den frühen Morgenstunden sowie je (mindestens) zwei Begehungen am Abend durchgeführt. Im Jahr 2018 erfolgte dann eine Wiederholungskartierung in denselben Probeflächen mit derselben Kartierungsmethode.

Im Jahr 2018 erfolgte dann eine Wiederholungskartierung in denselben Probeflächen mit derselben Kartierungsmethode.

Kartenmaterial und Rohdaten sind im digitalen Anhang enthalten.

5.2.2 Ergebnisse

Die Darstellung der Ergebnisse ist in mehrere Teile gegliedert. Zunächst wird eine Übersicht über die Avifauna des gesamten Projektgebietes gegeben, die Aussagen zur regionalen und überregionalen Gefährdung der nachgewiesenen Arten und Angaben zum Status im Projektgebiet enthält. Bei den Brutvogelarten erfolgt dabei auch eine Zuordnung zu ökologischen Gilden, aufgeschlüsselt nach nistökologischen und nahrungsökologischen Aspekten.

Danach folgen die Beschreibung der einzelnen Probeflächen und die Ergebnisse der Revierkartierungen. Die Übersichten enthalten neben den Arten und Revierzahlen eine Charakterisierung der jeweiligen Brutvogelgemeinschaften anhand der statistischen Kennwerte Abundanz, Diversität, Evenness und Dominanzindex (in Anlehnung an FLADE 1994).

Diese Kapitel enthalten jeweils eine kartographische Darstellung der Revierzentren der gefährdeten und für die Lebensräume des Projektgebietes besonders charakteristischen Arten für beide Kartierjahre. Die Auswertungskarten mit den Papierrevieren der einzelnen Brutvogelarten für alle Probeflächen für beide Kartierjahre (insgesamt fast 400 Karten) befinden sich im Anhang.

Abschließend werden die Ergebnisse der Probeflächenuntersuchungen zusammengefasst und vor dem Hintergrund der Avifauna des Gesamtgebietes sowie der Zuordnung zu ökologischen Gilden interpretiert und bewertet.

5.2.2.1 Ergebnisübersicht

Insgesamt wurden im Projektgebiet in den Brutsaisons der Jahre 2017 und 2018 - einschließlich einer Vorbegehung im Februar 2016 – mindestens 134 Vogelarten nachgewiesen. Davon kommen mindestens 99 Arten als Brutvögel im Projektgebiet und dessen unmittelbarer Umgebung – einschließlich der unmittelbar angrenzenden Waldbestände und Dorfbereiche – vor, bei fünf weiteren Arten bestand Brutverdacht. Da nicht das gesamte Projektgebiet untersucht wurde, ist bei einigen Arten unklar, ob sie Brutvorkommen auch innerhalb des Projektgebietes oder ausschließlich in den angrenzenden Flächen besitzen. Dies betrifft vor allem eine Reihe von Waldvögeln, die möglicherweise nur außerhalb des Projektgebietes

brüten (z. B. Habicht, Waldlaubsänger) sowie Siedlungsbewohner in den anliegenden Dörfern (z. B. Türkentaube, Mauersegler, Rauch- und Mehlschwalbe). Auf der anderen Seite sind in den umliegenden Waldflächen weitere Brutvogelarten zu erwarten, die im Rahmen der Erfassungen nicht beobachtet wurden (z. B. Ziegenmelker, Heidelerche).

Neunundsechzig der Brutvogelarten konnten auch in mindestens einer der untersuchten Probeflächen als Brutvögel oder mit Brutverdacht nachgewiesen werden. Drei hauptsächlich osteuropäisch verbreitete Singvogelarten (Beutelmeise, Sprosser und Schlagschwirl) traten mit je einer Brutzeitbeobachtung in Erscheinung, dürften aber aus biogeografischen Gründen nicht (oder nicht regelmäßig) im Projektgebiet brüten. Bei Sprosser und Schlagschwirl betrafen die Einzelbeobachtungen je ein singendes Männchen im Bereich des Bleichenholter Grabens.

Unter weiteren sechs als Nahrungsgäste festgestellten Vogelarten finden sich mehrere, die sicher (Saatkrähe) bzw. vermutlich (Rotmilan, Schwarzmilan) in der weiteren Umgebung des Projektgebietes brüten. Elf Arten wurden als Wintergäste im Projektgebiet beobachtet, weitere zehn Arten als rastende Durchzügler.

Unter den Brutvogelarten des Projektgebietes (einschließlich der Arten mit Brutverdacht) finden sich insgesamt 20 Arten, die landesweit und/oder bundesweit auf den Roten Listen der gefährdeten Brutvogelarten in einer der Gefährdungskategorien geführt werden. Mit dem Großen Brachvogel findet sich darunter eine Art, die bundesweit inzwischen als „vom Aussterben bedroht“ gilt, landesweit als „stark gefährdet“. Beim Wendehals verhält es sich genau umgekehrt (bundesweit „stark gefährdet“, landesweit „vom Aussterben bedroht“). Weitere „stark gefährdete“ Arten sind: Löffelente (landesweit), Kiebitz (bundesweit), Turteltaube (bundes- und landesweit) und Wiesenpieper (bundesweit).

Die übrigen sind bundes- und/oder landesweit „gefährdet“: Kuckuck (land.), Pirol (land.), Neuntöter (land.), Feldlerche (bund./land.), Rauchschwalbe (bund./land.), Mehlschwalbe (bund.), Waldlaubsänger (land.), Feldschwirl (bund./land.), Star (bund./land.), Grauschnäpper (land.), Trauerschnäpper (bund./land.), Baumpieper (bund.) und Bluthänfling (bund./land.). Nachtigall und Girlitz gelten zwar bisher weder bundes-, noch landesweit als gefährdet, wurden aber für die Region „Tiefland West“ als gefährdet eingestuft.

5.2.2.2 Probefläche V1 „Hammer Schleife“

Beschreibung der Probefläche

Die Probefläche umfasst den östlichen Teil der „Hammer Schleife“ südlich des Dorfes Hamm und wird auf ihrer Ost- und Südseite durch die Hase begrenzt. Die Fläche besteht zum allergrößten Teil aus extensiv mit Rindern beweidetem Grünland, das als relativ magere Ausprägung der Weidelgras-Weißklee-Weiden mit Anklängen an Sandmagerrasen charakterisiert werden kann (STELZIG 2019). Bessere Ausprägungen von Sandmagerrasen finden sich im Ostteil der Fläche im Bereich einer Binnendüne sowie am südlichen Rand auf einer künstlich angelegten Binnendüne (Vgl. Abbildung 48).

Auf der Binnendüne im Osten stockt ein älterer, lichter Kiefernforst, während die neu angelegte künstliche Düne im Süden großflächig von einem relativ dichten, jungen Kiefernforst bedeckt ist.

Im Nordteil der Fläche befindet sich ein von Eichen dominiertes Feldgehölz, anschließend am Ufer der Hase ein kleiner Rest eines Weidenauwaldes. Daran angrenzend befindet sich ein kleiner Teich, der von schmalen Röhrichsäumen und einer ausgedehnteren feuchten

Hochstaudenflur umgeben ist. Brachflächen und Ruderalfluren finden sich darüber hinaus entlang des aus der Weidefläche ausgezäunten Haseufers. Entlang der Hase stehen an verschiedenen Stellen etwa zehn einzelne Eichen und am Südrand der Probefläche ein kleines Relikt eines Weichholz-Auwaldes.

Im Zentrum der Fläche befindet sich ein von Weidenauwald umgebenes, temporäres Gewässer, das als Wasserfenchel-Sumpfkressen-Sumpf charakterisiert wird (STELZIG 2019). Die im Frühjahr noch ausgedehnte Wasserfläche trocknet in den Sommermonaten weitgehend ab. In einer daran nördlich anschließenden Senke findet sich ein Flutrasen, der als Knickfuchsschwanzrasen charakterisiert wird. Auch diese Fläche fiel jedoch im Frühjahr sehr schnell trocken.

Ergebnisse

In der Probefläche wurden insgesamt 50 Brutvogelarten nachgewiesen (Tabelle 27), viele davon allerdings nur in Einzelpaaren bzw. mit Randrevieren, vor allem entlang der Hase sowie in Verbindung mit größeren Waldbeständen am gegenüberliegenden Haseufer.

Unter den 50 Brutvogelarten finden sich acht gefährdete Arten, darunter mit der Turteltaube eine Art, die bundes- und landesweit stark gefährdet ist. Hinzu kommt eine Brutzeitbeobachtung des in Niedersachsen vom Aussterben bedrohten Wendehalses. Die stark gefährdeten Watvogelarten Großer Brachvogel und Kiebitz treten in der Fläche nur als gelegentliche Nahrungsgäste auf. Selbst der Brachvogel nutzt die Fläche nicht regelmäßig, obwohl sich ein Brutrevier in der direkten Nachbarschaft östlich der Hammer Schleife befindet.

Mit durchschnittlich 70 Vogelrevieren / 10 ha ist die Probefläche mäßig individuenreich, wobei natürlich zu berücksichtigen ist, dass der größte Flächenanteil von Weideflächen eingenommen wird, die nur von sehr wenigen Brutvögeln besiedelt sind.

Die Gruppe der dominierenden Arten (>5% des Gesamtbestandes) ist in dieser Fläche mit nur drei Arten relativ klein; bei diesen Arten handelt es sich neben der überall im Projektgebiet dominierenden Dorngrasmücke, die hier alle Sukzessionsstadien bis hin zum Rand des Hochwaldes besiedelt, mit Buchfink und Amsel um ubiquitäre Gehölzbewohner. Dies zeigt bereits, wie sehr die Brutvogelgemeinschaft quantitativ von Gehölzbewohnern dominiert wird, obwohl der Flächenanteil der Gehölzbiotope nur sehr gering ist.

Auch die hier recht große Gruppe der subdominanten Arten (2-5% des Gesamtbestandes) besteht überwiegend aus Gehölzbewohnern und mehreren typischen Vogelarten früher Gehölzsukzessionsstadien (Fitis, Mönchsgrasmücke, Gartengrasmücke, Goldammer). In dieser Gruppe finden sich aber mit der Feldlerche und dem Baumpieper auch zwei gefährdete Arten, welche die offenen Weideflächen als Gesamtlebensraum (Feldlerche) bzw. als Nahrungshabitat (Baumpieper) nutzen. Die Feldlerche besiedelt die Fläche stabil mit vier Revieren, welche gleichmäßig über die Fläche verteilt liegen. Die Abundanz von 2 Rev. / 10 ha liegt dabei allerdings von Siedlungsdichten in Optimalhabitaten weit entfernt.

Tabelle 27: Revieranzahl und Dominanzverhältnisse der im Projektgebiet Hase auf Probefläche 1 vorkommenden Vogelarten 2017/2018

Art	Anzahl Brutpaare (Ø 2017/2018)	Abundanz Rev./10ha	Dominanz %
Dominante Arten 2018 (>5%)			
Dorngrasmücke	13,5	6,75	9,64
Buchfink	11,5	5,75	8,21
Amsel	9,25	4,625	6,61
Subdominante Arten 2018 (2-5%)			
Fitis	6,75	3,375	4,82
Zaunkönig	6,75	3,375	4,82
Mönchsgrasmücke	6,5	3,25	4,64
Goldammer	6	3	4,29
Ringeltaube	4,75	2,375	3,39
Zilpzalp	4,5	2,25	3,21
Baumpieper	4,25	2,125	3,04
Feldlerche	4	2	2,86
Singdrossel	4	2	2,86
Blaumeise	3,75	1,875	2,68
Kohlmeise	3,5	1,75	2,5
Gartengrasmücke	3,5	1,75	2,5
Influente Arten 2018 (1-2%)			
Sumpfrohrsänger	2,5	1,25	1,79
Star	2,5	1,25	1,79
Rotkehlchen	2,5	1,25	1,79
Grünfink	2,5	1,25	1,79
Bluthänfling	2,5	1,25	1,79
Rabenkrähe	2,25	1,125	1,61
Turteltaube	2	1	1,43
Misteldrossel	2	1	1,43
Heckenbraunelle	2	1	1,43
Stieglitz	2	1	1,43
Jagdfasan	1,75	0,875	1,25
Schwarzkehlchen	1,75	0,875	1,25
Stockente	1,5	0,75	1,07
Weidenmeise	1,5	0,75	1,07
Rohrhammer	1,5	0,75	1,07
Rezedente Arten 2018 (<1%)			
Buntspecht	1,25	0,625	0,89
Eichelhäher	1,25	0,625	0,89
Gartenbaumläufer	1,25	0,625	0,89
Kuckuck	1	0,5	0,71
Schwanzmeise	1	0,5	0,71
Feldschwirl	1	0,5	0,71
Kleiber	1	0,5	0,71
Grauschnäpper	1	0,5	0,71
Gartenrotschwanz	1	0,5	0,71
Bachstelze	1	0,5	0,71
Gimpel	1	0,5	0,71
Teichhuhn	0,75	0,375	0,54
Blässhuhn	0,75	0,375	0,54
Schnatterente	0,5	0,25	0,36
Reiherente	0,5	0,25	0,36
Turmfalke	0,5	0,25	0,36
Kleinspecht	0,5	0,25	0,36
Klappergrasmücke	0,5	0,25	0,36
Sommergoldhähnchen	0,5	0,25	0,36
Feldsperling	0,5	0,25	0,36
Σ alle Arten	140	70	
	Artanzahl = 50 H' = 1,531 Hmax = 1,699 E = 0,901 Dominanzindex = 0,179		



Zeichenerklärung

- Bp** = Revierzentrum nur 2017
Bp = Revierzentrum nur 2018
Bp = Revierzentren 2017 und 2018

Erläuterung der Artkürzel

Kürzel	Deutscher Name	Lateinischer Name	Kürzel	Deutscher Name	Lateinischer Name
Bk	Blaukehlchen	Luscinia svecica	Ro	Rohrhammer	Emberiza schoeniclus
Bp	Baumpieper	Anthus trivialis	S	Star	Sturnus vulgaris
F	Fitis	Phylloscopus trochilus	Su	Sumpfrohrsänger	Acrocephalus palustris
Fl	Feldlerche	Alauda arvensis	Swk	Schwarzkehlchen	Saxicola rubicola
Fs	Feldschwirl	Loxia curvirostris	T	Teichrohrsänger	Acrocephalus scirpaceus
Ku	Kuckuck	Cuculus canorus	Tut	Turkeltaube	Streptopelia turtur
Nt	Neuntöter	Lanius collurio	W	Wiespieper	Anthus pratensis
P	Pirul	Oenanthe isabellina			

Renaturierung der Hase-Aue Erfolgskontrolle der abgeschlossenen E+E Vorhaben, 2. Projektphase 2016-2018

Brutvogel-Revierzentren 2017 und 2018

- Teilgebiet V1 Hammer Schleife -

Bearbeitung

BÜRO STELZIG

Landesamt | Ökologie | Planung

Bruggerstraße 6 | 38104 Lüneburg
T +49 (0)213 1451-0 | F +49 (0)213 1451-200
info@buero-stelzig.de | www.buero-stelzig.de

Maßstab 1 : 2.500

Datum 04.03.2019

Blattnr. 1

Abbildung 49: Probefläche 1: Reviere ausgewählter Vogelarten 2017 / 2018; Quelle: Auszug aus den Geobasisdaten der Niedersächsischen Vermessung und Katasterverwaltung, © 2018, www.lgln.de.

Als eine der am stärksten gefährdeten im Projektgebiet vorkommenden Brutvogelarten wurde die Turteltaube mit zwei Revieren nur in dieser Probefläche festgestellt. Die Reviere befinden sich im Norden am Rand des Eichen-Feldgehölzes sowie im Süden im Bereich der künstlichen Binnendüne. Die Turteltaube dürfte als Bewohner trockenwarmer und eher nährstoffarmer Lebensräume sicher als eine der wenigen Arten von der Verbesserung und Neuanlage der Binnendünen profitiert haben.

Zusätzlich gelang im ersten Erfassungsjahr eine Beobachtung eines singenden Wendehalses im Bereich der Altdüne. Da es aber bei dieser einen Beobachtung blieb und auch aus den Kiefernbeständen und einer Sandabgrabung am gegenüberliegenden Haseufer niemals Wendehälse zu hören waren, dürfte es sich dabei vermutlich um einen umherstreifenden Vogel gehandelt haben. Die Beobachtung zeigt aber, dass die hier entwickelten Lebensräume auch für den Wendehals durchaus attraktiv sind und eine Ansiedlung nicht ausgeschlossen ist. Weiterhin bemerkenswert ist auch das Vorkommen eines Brutrevieres von Gartenrotschwänzen im Eichenfeldgehölz. Auch diese Art wurde im Rahmen der Erfassungen nur in dieser Probefläche nachgewiesen.

Wie die Darstellung der Reviere ausgewählter Arten in Abbildung 49 zeigt, haben sich bei den dargestellten Arten über die beiden Kartierjahre nahezu keine Veränderungen gezeigt. Fast alle Reviere der ausgewählten Arten aus dem ersten Kartierjahr waren auch im Folgejahr besetzt, lediglich ein Schwarzkehlchenrevier in den Brachestreifen an der Hase blieb unbesetzt.

Dafür kam es zu einer Vergrößerung des Bestandes von Baumpiepern um zwei zusätzliche Gesangsplätze im Frühjahr, die allerdings später nicht mehr bestätigt werden konnten und daher nicht als Reviere gewertet wurden. Eine vergleichbare Zunahme von Baumpiepern im zweiten Kartierjahr wurde in allen Probeflächen beobachtet und dürfte ihre Ursache eher in einer natürlichen Bestandsfluktuation haben als in Veränderungen der besiedelten Flächen. Die Zunahme von Sumpfrohrsängern um ein Revier fand dagegen in den anderen Probeflächen keine Parallele, da hier zum Teil deutlich geringere Revierzahlen gegenüberstanden.

5.2.2.3 Probefläche 2 „Mittelradde“

Beschreibung der Probefläche

Die Probefläche V2 liegt im Norden des Projektgebietes im Bereich der Mittelradde. Sie schließt im Norden den begradigten Flusslauf der Mittelradde ein und wird im Osten und Süden vom Bleichenholter Graben, einem renaturierten alten Verlauf der Mittelradde, begrenzt. Die eingeschlossene Fläche besteht überwiegend aus Mähwiesen, die im Rahmen der Renaturierungsmaßnahmen durch Einsaat auf ehemaligen Ackerstandorten entwickelt wurden. Diese sind als artenarme, schwach charakterisierte Glatthaferwiesen zu charakterisieren (STELZIG 2019). Im östlichen Teil der offenen Flächen liegen deutlich feuchtere Wiesen mit eingestreuten Röhrichten, bei denen es sich um die einzigen erhaltenen ursprünglichen Nasswiesen des Projektgebietes handelt.

Im zentralen Teil der Probefläche liegt eine großflächige Sukzessionsbrache, die vereinzelt größere Gehölze aufweist, gleichzeitig aber großflächig von Brombeeren durchwachsen wird. Hier finden sich verbreitet auch kleine Röhrichtbestände aus Rohrglanzgras und Bestände der Kanadischen Goldrute. Östlich dieser Brache befindet sich eine teilweise von Weidengebüsch umgebene, breitere Flutmulde mit Wasserschwadnröhricht, die jedoch in beiden Kartierjahren bereits früh im Jahr trockenfiel. Entlang der Mittelradde im Norden sowie des Bleichenholter Grabens finden sich breite Säume aus Ufersäumen und Brachen

unterschiedlicher Zusammensetzung, in die einzelne Bäume und kleine Weidengebüschkomplexe eingestreut sind. Im östlichen Teil der Fläche liegt zwischen Mittelradde und Bleichenholter Graben eine flächig ausgedehnte Brache mit kleineren Erlenbeständen und einzelnen alten Eichen. Der Bleichenholter Graben selber weist strukturreiche Uferbereiche mit Schlammhängen, Uferabbrüchen, Wurzeltellern und Totholz auf und wird im östlichen Abschnitt von kleinflächigen Erlenbeständen begleitet.

Ergebnisse

In der Probefläche wurden insgesamt 44 Brutvogelarten nachgewiesen (Tabelle 28), damit ist sie die artenärmste der untersuchten Probeflächen. Auch hier treten viele der nachgewiesenen Arten nur mit einzelnen Randrevieren auf, die aus den südlich angrenzenden Waldbeständen in die Fläche ausstrahlen.

Unter den 44 Brutvogelarten finden sich acht gefährdete Arten, darunter mit dem Großen Brachvogel und dem Wiesenpieper zwei hochgradig gefährdete typische Vogelarten der Niederungswiesen, die bei den Kartierungen nur in dieser Probefläche festgestellt werden konnten. Mit durchschnittlich knapp 54 Vogelrevieren / 10 ha ist die Probefläche unter den vier untersuchten Flächen diejenige mit der geringsten Gesamtabundanz infolge des sehr geringen Anteils an Gehölzen. Gleichzeitig weist die Brutvogelgemeinschaft entsprechend der Habitatausstattung auch eine relativ deutlich von den übrigen Probeflächen verschiedene Dominanzstruktur auf.

Die Gruppe der dominanten Arten (>5% des Gesamtbestandes) ist in dieser Fläche mit vier Arten relativ klein und gegenüber den anderen Probeflächen deutlich verschieden zusammengesetzt. Neben der überall im Projektgebiet dominierenden Dorngrasmücke, die in dieser Probefläche noch eine deutlich höhere Dominanz besitzt, tritt als zweithäufigste Art der Sumpfrohrsänger hinzu. Diese beiden Arten stellen allein einen Anteil von 25% der gesamten Brutvogelgemeinschaft. Die weiteren dominanten Arten Amsel und Zaunkönig kommen vor allem entlang der beiden Fließgewässer mit begleitenden Gehölzbeständen vor.

Auch die Gruppe der subdominanten Arten (2-5% des Gesamtbestandes) besteht noch zum größeren Teil aus Bewohnern der Röhrichte und Staudenfluren (Feldschwirl) und früher Stadien der Gehölzsukzession (Fitis, Mönchsgrasmücke, Schwarzkehlchen). Weit verbreitete Gehölzbewohner wie z. B. der Buchfink, der in allen anderen Probeflächen die zweithäufigste Art ist, treten hier mit deutlich geringeren Siedlungsdichten in den Hintergrund.

Die oben bereits erwähnten Charakterarten der Niederungswiesen, Großer Brachvogel und Wiesenpieper sowie auch die Feldlerche treten mit insgesamt geringen Siedlungsdichten erst in den Gruppen der Influenten bzw. mit Einzelpaaren der Rezedenten hinzu. Auf diese Arten bezogen ist auf einige Besonderheiten hinzuweisen.

Der Bestand des Wiesenpiepers, der ganz auf die zentral gelegene Brachfläche beschränkt ist, wird zwar in Tabelle 28 mit durchschnittlich zwei Revieren angegeben. Tatsächlich war aber die Brache im ersten Kartierjahr von vier Brutpaaren besiedelt und im Folgejahr verwaist (vgl. Abbildung 50).

Tabelle 28: Revieranzahl und Dominanzverhältnisse der im Projektgebiet Hase auf Probefläche 2 vorkommenden Vogelarten 2017/2018

Art	Anzahl Brutpaare (Ø 2017/2018)	Abundanz Rev./10ha	Dominanz %
Dominante Arten 2018 (>5%)			
Dorngrasmücke	16,25	8,125	15,12
Sumpfrohrsänger	10,5	5,25	9,77
Amsel	7,5	3,75	6,98
Zaunkönig	6,75	3,375	6,28
Subdominante Arten 2018 (2-5%)			
Fitis	5,25	2,625	4,88
Blaumeise	4,25	2,125	3,95
Zilpzalp	4,25	2,125	3,95
Mönchsgrasmücke	4,25	2,125	3,95
Goldammer	4,25	2,125	3,95
Schwarzkehlchen	3,75	1,875	3,49
Buchfink	3,5	1,75	3,26
Feldschwirl	2,5	1,25	2,33
Influente Arten 2018 (1-2%)			
Kohlmeise	2	1	1,86
Rotkehlchen	2	1	1,86
Blaukehlchen	2	1	1,86
Baumpieper	2	1	1,86
Wiesenpieper	2	1	1,86
Rohrhammer	2	1	1,86
Gartengrasmücke	1,75	0,875	1,63
Heckenbraunelle	1,75	0,875	1,63
Stockente	1,5	0,75	1,4
Star	1,5	0,75	1,4
Bachstelze	1,5	0,75	1,4
Grünfink	1,5	0,75	1,4
Bluthänfling	1,5	0,75	1,4
Reiherente	1,25	0,625	1,16
Ringeltaube	1,25	0,625	1,16
Rezedente Arten 2018 (<1%)			
Schnatterente	1	0,5	0,93
Neuntöter	1	0,5	0,93
Blässhuhn	0,75	0,375	0,7
Gartenbaumläufer	0,75	0,375	0,7
Höckerschwan	0,5	0,25	0,47
Jagdfasan	0,5	0,25	0,47
Teichhuhn	0,5	0,25	0,47
Großer Brachvogel	0,5	0,25	0,47
Eichelhäher	0,5	0,25	0,47
Weidenmeise	0,5	0,25	0,47
Feldlerche	0,5	0,25	0,47
Teichrohrsänger	0,5	0,25	0,47
Singdrossel	0,5	0,25	0,47
Buntspecht	0,25	0,125	0,23
Kleinspecht	0,25	0,125	0,23
Rabenkrähe	0,25	0,125	0,23
Gebirgsstelze	0,25	0,125	0,23
Σ alle Arten	107,5	53,75	
	Artanzahl =		44
	H' =		1,418
	Hmax =		1,643
	E =		0,863
	Dominanzindex =		0,249

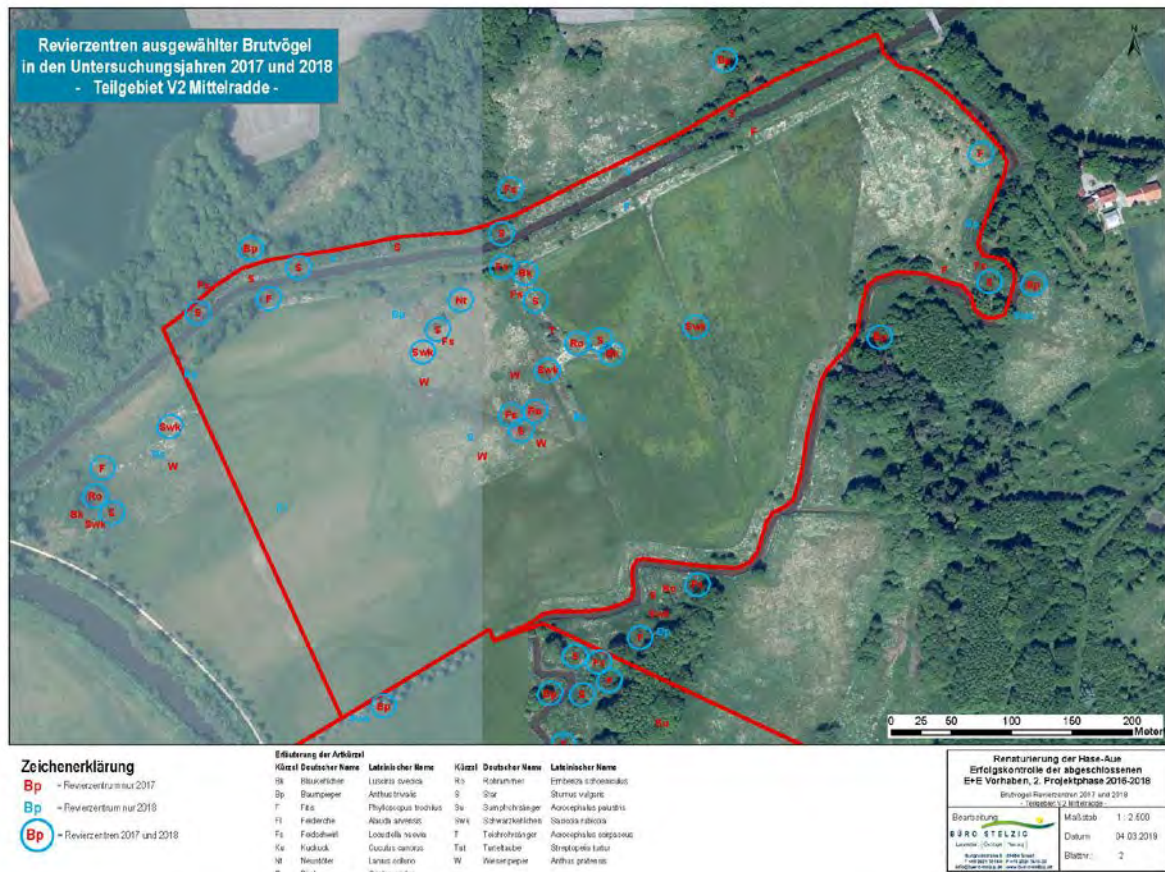


Abbildung 50: Probefläche 2: Reviere ausgewählter Vogelarten 2017 / 2018; Quelle: Auszug aus den Geobasisdaten der Niedersächsischen Vermessung und Katasterverwaltung, © 2018, www.lgln.de.

Im ersten Jahr hätte die Art damit noch zu den subdominanten Arten gezählt. Umgekehrt wurde die Feldlerche nur im zweiten Erfassungsjahr im westlichen Teil der Wiesenflächen mit einem Revier nachgewiesen, bei dem es sich um eine Neuansiedlung handelte.

Beim Großen Brachvogel liegt eine sehr spezielle Situation vor, die zunächst unzutreffend interpretiert wurde. Im ersten Kartierjahr wurde bei nahezu jeder Begehung ein einzelner Brachvogel – soweit erkennbar immer ein Männchen - in der Fläche angetroffen, der aber hier weder deutliches Revierverhalten zeigte, noch Warnrufe äußerte. Bei der im Rahmen der Kartierarbeiten unvermeidlichen Störung flog er in der Regel auf und verließ das Gebiet in nördlicher Richtung nach weit jenseits der Mittelradde. Es wurde angenommen, dass es sich um ein unverpaartes Männchen handelte.

Nachdem sich die Situation im zweiten Erfassungsjahr zunächst wieder ähnlich darstellte, wurde bei einer Abendbegehung im Mai zum ersten und einzigen Mal ein Paar beobachtet, das gemeinsam von Norden kommend im Zentrum der Probefläche landete und dabei auch die typischen Trillerrufe hören ließ. Später wurde jedoch wiederum immer nur ein Einzelvogel in der Fläche angetroffen. Tatsächlich verhält es sich offenbar so, dass das Revierzentrum mit dem Brutplatz dieses Paares weit außerhalb des Projektgebietes liegt, die Wiesenflächen an der Mittelradde aber eine essenzielle Bedeutung als Nahrungshabitat für diese Vögel

besitzen. Aufgrund dieser besonderen Situation wurde das Vorkommen im Rahmen der Revierkartierung als „Randrevier“ gewertet, obwohl der Brutplatz offenbar weit außerhalb des Projektgebietes liegt.

Weiterhin bemerkenswert ist auch das Vorkommen von zwei Brutrevieren von Blaukehlchen im Bereich der Röhrichtbestände und Weidengebüsche östlich der zentralen Brachfläche. Auch diese Art wurde im Rahmen der Erfassungen nur in dieser Probefläche nachgewiesen.

Auch das Schwarzkehlchen ist mit durchschnittlich annähernd zwei Rev./ 10 ha in dieser Probefläche deutlich häufiger als in den übrigen Probeflächen und zählt nur hier zu den subdominanten Arten.

In dieser Probefläche haben sich über die beiden Kartierjahre zum Teil sehr auffällige Veränderungen gezeigt, die vermutlich nur zum Teil durch natürliche Bestandsfluktuationen zu erklären sind.

Die auffälligste Veränderung ist dabei das vollständige Verschwinden des Wiesenpiepers. Nachdem im ersten Kartierjahr noch vier Paare die zentrale Brachfläche besiedelten (und ein weiteres eine Brache westlich außerhalb der Probefläche), war die Fläche im Folgejahr vollständig aufgegeben. Es gelang nur eine einzige Beobachtung eines Einzelvogels ohne Revierverhalten im April; dabei kann es sich noch um einen rastenden Durchzügler gehandelt haben.

Da es gleichzeitig zu einer deutlichen Zunahme des Bestandes von Baumpiepern in der Probefläche kam (von einem Randrevier in 2017 auf 3,5 Reviere in 2018) und zwei der neu besiedelten Reviere im Randbereich der zentralen Brache lagen, kann ein Effekt interspezifischer Konkurrenz nicht völlig ausgeschlossen werden. Sehr viel wahrscheinlicher ist aber, dass die Gründe für das Verschwinden des Wiesenpiepers in der Entwicklung der Vegetation in der Brache zu suchen sind, zumal schon bei der ersten Begehung im März – also vor Ankunft der meisten Baumpieper - keine Wiesenpieper angetroffen werden konnten.

Der Grund dürfte viel eher in der voranschreitenden Gehölzsukzession in der Fläche zu suchen sein. Zwar hat sich der Aspekt der Brache mit verstreuten Einzelgehölzen augenscheinlich kaum verändert, doch wird sie in stark zunehmendem Umfang von Brombeeren durchwachsen. Bei der engmaschigen Begehung der Fläche während der Kartierarbeiten war der Unterschied zwischen den beiden Erfassungsjahren auffällig. Wahrscheinlich war im Erfassungszeitraum der Punkt erreicht, an dem die Fläche aufgrund dieser Entwicklung ihre Eignung als Bruthabitat für Wiesenpieper verloren hat.

Die gleichzeitig starke Zunahme von Baumpiepern in dieser Probefläche hängt zwar vermutlich auch mit der in diesem Falle positiven Wirkung der voranschreitenden Sukzession zusammen, hat aber zusätzlich wahrscheinlich mit einer regionalen Bestandsfluktuation zu tun, da parallel auch Zunahmen des Baumpiepers in den anderen Probeflächen beobachtet wurden.

Weitere Veränderungen in dieser Fläche betreffen deutliche Rückgänge beim Feldschwirl (von 4 auf nur noch 1 Revier) und beim Sumpfrohrsänger (von 12 auf 9 Reviere). Auch hier sind verschiedene Ursachen denkbar, einerseits Wirkungen der fortschreitenden Sukzession, andererseits natürliche Bestandsfluktuation, die bei diesen Arten oft sehr ausgeprägt ist. Ein weiterer und dauerhafter Rückgang dieser beiden Arten würde im Falle dieser Probefläche die Dominanzstruktur der Brutvogelgemeinschaft wesentlich verändern und zu einer Nivellierung mit den Verhältnissen in den anderen Probeflächen beitragen.

Eine weitere, schwer erklärbare Veränderung betrifft eine erhebliche Zunahme von Buchfinken, von 1,5 Revieren in 2017 auf 5,5 Reviere in 2018, obwohl sich die Habitatverfügbarkeit

für diese Art im betreffenden Zeitraum nicht wesentlich verändert haben kann. Interessanterweise fand eine parallele, wenn auch quantitativ weniger ausgeprägte, Zunahme von Buchfinken auch in der südlich angrenzenden Probefläche V3 statt, nicht aber in den beiden anderen Probeflächen. Wahrscheinlich handelt es sich hier nicht um eine Bestandszunahme, sondern vielmehr um einen in 2017 lokal deutlichen Bestandseinbruch, der in 2018 wieder ausgeglichen war. Als Ursache für einen solchen lokal begrenzten Bestandseinbruch käme z. B. eine Virusinfektion in Betracht, die sich nicht über einen größeren Raum ausbreiten konnte.

5.2.2.4 Probefläche 3 „Im Sundrigen“

Beschreibung der Probefläche

Diese Probefläche schließt unmittelbar südlich an die vorherige Fläche an. Sie wird vom Bleichenholter Graben, einem renaturierten alten Verlauf der Mittelradde, mit strukturreichen Uferbereichen und im Unterlauf zum Teil breiten Flachwasserzonen durchflossen. Nördlich des Bleichenholter Grabens liegt eine durch Einsaat auf ehemaligem Acker entwickelte, artenarme Mähwiese, die im Norden von einer Kopfbaumreihe begrenzt wird.

Der größte Teil der Probefläche südlich des Bleichenholter Grabens wird von verschiedenen Brachen und Staudenfluren eingenommen. Im östlichen Teil dominieren feuchte Röhrichte mit Wasserschwaden und Rohrglanzgras, die allerdings in beiden Kartierjahren bereits sehr früh im Jahr stark abtrockneten; selbst tiefer eingeschnittene Grabenstrukturen wiesen bereits im Mai 2018 kein offenes Wasser mehr auf. Große Flächenanteile nehmen dort auch Mädesüßfluren ein. Innerhalb dieser feuchten Brachen liegt im Osten der Probefläche ein Teich, der steile Ufer und dementsprechend nur geringe Röhrichtbestände aufweist und teilweise von Weidengebüsch eingerahmt wird. Die feuchten Brachen und Röhrichte sind eng verzahnt mit Weidengebüschkomplexen und strukturreichen Rändern der eingestreuten Waldbestände, bei denen es sich überwiegend um Erlenbruchwälder und Weidenauwälder handelt.

Im südlichen Teil der Probefläche befinden sich außerdem mehrere Feldgehölze, die im Wesentlichen von Alteichen dominiert sind, sowie ein kleinflächiger Pappelforst am Unterlauf des Bleichenholter Grabens. In einem dieser Feldgehölze, das in diesem Bereich von Erlen dominiert wird, liegt ein weiterer kleiner Teich, der ebenfalls nur wenig Röhrichtvegetation aufweist.

Der südliche und westliche Teil der Probefläche zwischen den Feldgehölzen und entlang eines unbefestigten Wirtschaftsweges wird großteils von trockenen Sukzessionsbrachen mit eingestreuten Einzelgehölzen eingenommen.

Entlang der Hase finden sich neben Ufersäumen und Brachestreifen in größerem Umfang dichte Weidengebüsche. An der Hase selber hat sich unterhalb einer eingebauten Sohlschwelle ein großer Kolk mit ausgedehnten, bis zu zwei Meter hohen Uferabbrüchen gebildet.

Ergebnisse

In dieser Probefläche wurden insgesamt 48 Brutvogelarten nachgewiesen (Tabelle 29). Zwar treten auch hier viele der nachgewiesenen Arten nur mit einzelnen Randrevieren auf oder konnten nur in einem der beiden Erfassungsjahre nachgewiesen werden, doch ist insgesamt der Anteil der Influenten und Rezedenten an der Brutvogelgemeinschaft relativ gering. Die

Kennwerte Artendiversität und Evenness sind dennoch nicht wesentlich von den übrigen Probeflächen verschieden. Unter den 48 Brutvogelarten finden sich neun gefährdete Arten, darunter mit dem Pirol eine typische Art der Erlenbruchwälder sowie die weniger spezialisierten, auch in den übrigen Probeflächen vorkommenden gefährdeten Arten wie Kuckuck, Feldschwirl oder Baumpieper. Mit durchschnittlich knapp 132 Vogelrevieren / 10 ha ist die Probefläche unter den vier untersuchten Flächen die mit Abstand am dichtesten von Vögeln besiedelte Fläche. Dies ist vor allem dem extrem hohen Randlinienanteil aufgrund der engen Verzahnung von Brachflächen, Röhrichten, Weidengebüsch und Waldsäumen sowie einem insgesamt relativ hohen Waldanteil zuzuschreiben.

Von den enger an typische Auenlebensräume gebundenen Vogelarten treten in den relativ artenreichen Gruppen der dominanten und subdominanten Arten nur solche der feuchten Brachen und Röhrichte auf, unter den dominanten Arten der Sumpfrohrsänger, unter den subdominanten der Feldschwirl (vgl. Tabelle 29). Beide Arten erreichen in dieser Probefläche die höchsten im Rahmen der Untersuchungen festgestellten Siedlungsdichten.

Die Gruppe der dominanten Arten (>5% des Gesamtbestandes) ist in dieser Fläche mit sieben Arten sehr groß und besteht im Wesentlichen aus weit verbreiteten Bewohnern verschiedener Gehölzbiotope und Sukzessionsstadien. Auch hier ist wie überall im Projektgebiet die Dorngrasmücke die häufigste Art, gefolgt vom Buchfinken. Die weiteren dominanten Arten sind Mönchsgrasmücke, Sumpfrohrsänger, Amsel, Zaunkönig und Zilpzalp. Alle diese Arten besitzen in der Probefläche die höchsten Siedlungsdichten über alle Probeflächen. Auch die Gruppe der subdominanten Arten (2-5% des Gesamtbestandes) ist mit 10 Arten sehr artenreich und besteht überwiegend aus mehr oder weniger ubiquitären Arten, darunter auch bereits einige Waldbewohner wie Ringeltaube und Rotkehlchen.

Von den enger an typische Auenlebensräume gebundenen Vogelarten kommt unter den selteneren Arten nur noch der Pirol mit einem Revier in den Erlenauwaldflächen hinzu.

Insgesamt ist die Probefläche damit zwar in sehr hoher Dichte von Vögeln besiedelt, weist aber nur in geringem Umfang autotypische Vogelarten auf.

Eine Besonderheit sind noch die Brutzeitbeobachtungen zweier hauptsächlich osteuropäisch verbreiteter Singvogelarten, Schlagschwirl und Sprosser, deren Habitatansprüche in den mit Grauweidengebüsch und Erlenwäldern verzahnten Brachen und Röhrichten optimal erfüllt sind. Es gelang je eine Beobachtung eines singenden Männchens im Mai 2017 (Schlagschwirl) und im Mai 2018 (Sprosser) an nahezu identischer Stelle in den Grauweidengebüsch südlich des Bleichenholter Grabens im nördlichen Randbereich der Probefläche. In beiden Fällen blieb es bei dieser einzigen Beobachtung. Für beide Arten ist es durchaus typisch, dass sie im Frühjahr gelegentlich weit westlich ihrer normalen Verbreitung auftreten können und zeitweise Reviere besetzen. Im Einzelfall kann dies auch zu einer Brutansiedlung führen, was aber im vorliegenden Fall offenbar nicht geschehen ist.

Zu ergänzen ist hier noch der Hinweis auf eine Abbruchkante am linken Ufer der Hase im Bereich des beschriebenen Kolks, die unmittelbar außerhalb der Probefläche liegt. Hier befand sich im Jahr 2017 eine Brutröhre des Eisvogels sowie eine kleine Kolonie der Uferschwalbe, bestehend aus etwa acht Brutpaaren. Das Eisvogel-Vorkommen konnte in 2018 nicht bestätigt werden. Die Brutwand der Uferschwalben war im Winterhalbjahr abgerutscht und damit nur noch wenig geeignet. Im Frühjahr wurde sie aber an etwas anderer Stelle offenbar von ehrenamtlichen Naturschützern frisch angestochen, sodass auch in 2018 hier – an etwas anderer Stelle – wiederum etwa 7-8 Paare der Uferschwalbe ihre Brut aufziehen konnten.

Tabelle 29: Revieranzahl und Dominanzverhältnisse der im Projektgebiet Hase auf Probefläche 3 vorkommenden Vogelarten 2017/2018

Art	Anzahl Brutpaare (Ø 2017/2018)	Abundanz Rev./10ha	Dominanz %
Dominante Arten 2018 (>5%)			
Dorngrasmücke	23,5	11,75	8,93
Buchfink	19,75	9,875	7,5
Mönchsgrasmücke	17,75	8,875	6,74
Sumpfrohrsänger	16,5	8,25	6,27
Amsel	16,5	8,25	6,27
Zaunkönig	16	8	6,08
Zilpzalp	14	7	5,32
Subdominante Arten 2018 (2-5%)			
Fitis	12,5	6,25	4,75
Gartengrasmücke	10	5	3,8
Singdrossel	8,5	4,25	3,23
Goldammer	8	4	3,04
Blaumeise	7,5	3,75	2,85
Baumpieper	7,5	3,75	2,85
Ringeltaube	7	3,5	2,66
Feldschwirl	5,75	2,875	2,18
Kohlmeise	5,5	2,75	2,09
Rotkehlchen	5,5	2,75	2,09
Influente Arten 2018 (1-2%)			
Star	5	2,5	1,9
Heckenbraunelle	5	2,5	1,9
Kleiber	3,75	1,875	1,42
Jagdfasan	3,5	1,75	1,33
Stockente	3,25	1,625	1,23
Gartenbaumläufer	3,25	1,625	1,23
Hohltaube	3	1,5	1,14
Buntspecht	3	1,5	1,14
Rabenkrähe	3	1,5	1,14
Nachtigall	3	1,5	1,14
Rezidente Arten 2018 (<1%)			
Kuckuck	2,5	1,25	0,95
Eichelhäher	2,5	1,25	0,95
Schwarzkehlchen	2,5	1,25	0,95
Weidenmeise	2	1	0,76
Grünfink	2	1	0,76
Sumpfmeise	1,5	0,75	0,57
Grauschnäpper	1,5	0,75	0,57
Reiherente	1	0,5	0,38
Blässhuhn	1	0,5	0,38
Pirol	1	0,5	0,38
Neuntöter	1	0,5	0,38
Schwanzmeise	1	0,5	0,38
Misteldrossel	1	0,5	0,38
Bachstelze	1	0,5	0,38
Bluthänfling	1	0,5	0,38
Rohrhammer	1	0,5	0,38
Mäusebussard	0,5	0,25	0,19
Grünspecht	0,5	0,25	0,19
Trauerschnäpper	0,5	0,25	0,19
Kernbeißer	0,5	0,25	0,19
Eisvogel	0,25	0,125	0,09
Σ alle Arten	263,25	131,625	
	Artanzahl = 48 H' = 1,471 Hmax = 1,681 E = 0,875 Dominanzindex = 0,164		

Wie die Darstellung der Reviere ausgewählter Arten in Abbildung 51 zeigt, haben sich in dieser Probefläche über die beiden Kartierjahre ebenfalls einige auffällige Veränderungen gezeigt, die vermutlich zum Teil durch natürliche Bestandsfluktuationen zu erklären sind.

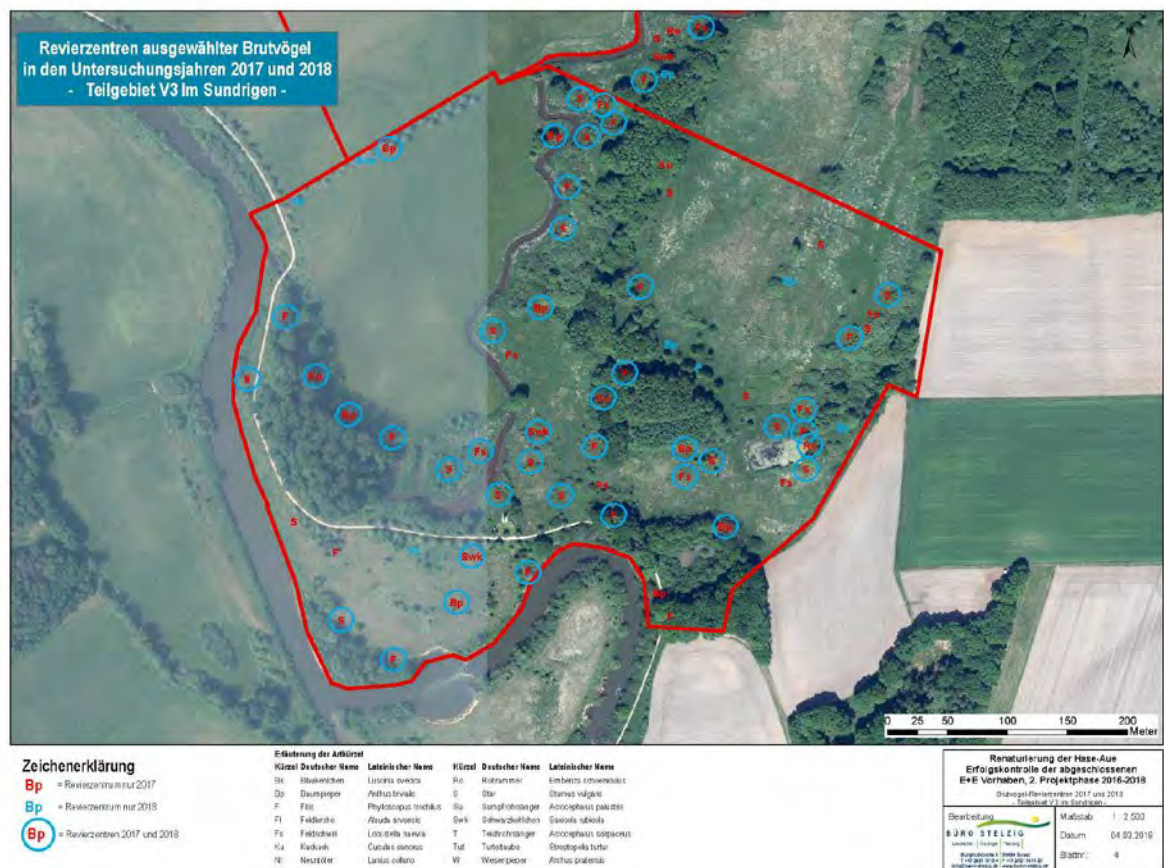


Abbildung 51: Probefläche 3: Reviere ausgewählter Vogelarten 2017 / 2018; Quelle: Auszug aus den Geobasisdaten der Niedersächsischen Vermessungs- und Katasterverwaltung, © 2018, www.lgln.de.

Die für die Probefläche V2 bereits beschriebene Zunahme von Baumpiepern war hier nur ansatzweise festzustellen, der Bestand nahm hier nur leicht von sieben auf acht Reviere zu, wobei sich die Verteilung zugleich in die offeneren Bereiche des östlichen Teils der Probefläche verlagerte.

Weitere Veränderungen betreffen auch hier deutliche Rückgänge beim Feldschwirl (von 7,5 auf nur noch 4 Reviere) und beim Sumpfrohrsänger (von 19 auf 14 Reviere). Auch hier sind verschiedene Ursachen denkbar, einerseits Wirkungen der fortschreitenden Sukzession, andererseits natürliche Bestandsfluktuation, die bei diesen Arten oft sehr ausgeprägt ist.

Auch die oben bereits erwähnte Zunahme von Buchfinken, in diesem Fall von 15,5 Revieren in 2017 auf 24 Reviere in 2018, war auch in dieser Probefläche festzustellen, ohne dass sich hierfür eine Erklärung in Habitatveränderungen finden ließe.

5.2.2.5 Probefläche 4 „Westerholte“

Beschreibung der Probefläche

Die Probefläche liegt südwestlich der Ortschaft Lahre bzw. westlich von Huden am Ostufer

der Hase. Sie wird im Norden von einem zu einem langgestreckten Teich erweiterten Graben am Fuß eines Deiches begrenzt, der fast auf ganzer Länge mit Erlenwaldsäumen umstanden ist. In offeneren Abschnitten finden sich auch verschiedene Röhrichtgesellschaften und Brachen.

Der zentrale Teil der Probefläche einschließlich des genannten Deiches wird von einer artenarmen Glatthaferwiese auf einem ehemaligen Acker eingenommen. Im westlichen Teil der Probefläche befindet sich ein lockeres Eichen-Feldgehölz, in dem ein kleiner Teich liegt, der nur in geringem Umfang Röhrichtvegetation aufweist. Westlich an dieses Feldgehölz schließt eine Sukzessionsbrache an, in der sich in einer feuchten Senke auch Röhrichtbestände aus Wasserschwaden und Rohrglanzgras finden. Der östliche Teil der Probefläche wird überwiegend von Sukzessionsbrachen und verschiedenen Waldbeständen eingenommen. Zwischen einem linearen Eichenbestand im Westen und einem von Erlen dominierten Feldgehölz im Osten liegt an einem Entwässerungsgraben ein kleinflächiger, im Frühjahr flach überstauter Seggensumpf. Ein weiterer überwiegend mit Schilfröhricht bewachsener Graben bildet den nordwestlichen Abschluss eines in einer alten Haseschlinge liegenden Erlenbruchwaldes. Dabei handelt es sich um den am besten ausgeprägten Erlenbruchwald im Projektgebiet (STELZIG 2019). Der in der Probefläche liegende westliche Teil dieses Erlenbruchs ist relativ schmal, maximal ca. 100 m breit, und weitgehend zugänglich, während die östlich und südlich anschließenden Bereiche großflächiger und nasser sowie in Teilen kaum begehbar sind. Die nördlichen Randbereiche des Erlenbruchwaldes, die in der Probefläche liegen, sind in Teilen eng mit vorgelagerten Grauweidengebüschern verzahnt. In seinem mittleren Abschnitt liegt am Nordrand ein standortfremder, geradezu deplaziert wirkender, kleinflächiger Fichtenforst.

Ergebnisse

In dieser Probefläche wurden wie in Probefläche V3 insgesamt 48 Brutvogelarten nachgewiesen (Tabelle 30). Die Zusammensetzung der Brutvogelgemeinschaft ist ebenfalls dieser sehr ähnlich, allerdings in etwas geringerer Gesamtdichte aufgrund des höheren Flächenanteils offener Wiesenfläche ohne Brutvögel. Auch hier treten einige der nachgewiesenen Arten nur mit einzelnen Randrevieren auf oder konnten nur in einem der beiden Erfassungsjahre nachgewiesen werden.

Unter den 48 Brutvogelarten finden sich nur sechs gefährdete Arten und damit der geringste Anteil aller Probeflächen. Darunter befindet sich mit dem Pirol eine typische Art der Erlenbruchwälder sowie weniger spezialisierte, auch in den übrigen Probeflächen vorkommende gefährdete Arten wie Kuckuck, Feldschwirl und Baumpieper. Mit durchschnittlich knapp 112 Vogelrevieren / 10 ha ist diese Probefläche zwar ebenfalls sehr dicht besiedelt, reicht aber nicht an die sehr hohe Siedlungsdichte der Probefläche V3 heran, was wiederum vor allem auf den insgesamt geringeren Waldanteil zurückzuführen ist.

Von den enger an typische Auenlebensräume gebundenen Vogelarten tritt in den auch hier artenreichen Gruppen der dominanten und subdominanten Arten nur der Sumpfrohrsänger unter subdominanten Arten auf (vgl. Tabelle 30). Die Art erreicht hier aber nur eine etwa halb so hohe Dichte wie in der Probefläche V3.

Tabelle 30: Revieranzahl und Dominanzverhältnisse der im Projektgebiet Hase auf Probefläche 4 vorkommenden Vogelarten 2017/2018

Art	Anzahl Brutpaare (Ø 2017/2018)	Abundanz Rev./10ha	Dominanz %
Dominante Arten 2018 (>5%)			
Dorngrasmücke	21	10,5	9,35
Buchfink	20,25	10,125	9,02
Amsel	16,75	8,375	7,46
Mönchsgrasmücke	14,5	7,25	6,46
Zaunkönig	13	6,5	5,79
Zilpzalp	11,5	5,75	5,12
Subdominante Arten 2018 (2-5%)			
Blaumeise	10,25	5,125	4,57
Fitis	10,25	5,125	4,57
Sumpfrohrsänger	8	4	3,56
Rotkehlchen	8	4	3,56
Baumpieper	8	4	3,56
Gartengrasmücke	7,5	3,75	3,34
Ringeltaube	6	3	2,67
Kohlmeise	5,5	2,75	2,45
Singdrossel	5	2,5	2,23
Heckenbraunelle	4,75	2,375	2,12
Influente Arten 2018 (1-2%)			
Star	4,5	2,25	2
Goldammer	4,5	2,25	2
Rabenkrähe	3	1,5	1,34
Feldschwirl	3	1,5	1,34
Rohrhammer	2,75	1,375	1,22
Stockente	2,5	1,25	1,11
Jagdfasan	2,5	1,25	1,11
Blässhuhn	2,5	1,25	1,11
Gartenbaumläufer	2,5	1,25	1,11
Grünfink	2,5	1,25	1,11
Rezedente Arten 2018 (<1%)			
Eichelhäher	2,25	1,125	1
Buntspecht	2	1	0,89
Bachstelze	2	1	0,89
Schnatterente	1,5	0,75	0,67
Reiherente	1,5	0,75	0,67
Weidenmeise	1,5	0,75	0,67
Kuckuck	1,25	0,625	0,56
Mäusebussard	1	0,5	0,45
Teichhuhn	1	0,5	0,45
Pirol	1	0,5	0,45
Schwanzmeise	1	0,5	0,45
Kleiber	1	0,5	0,45
Misteldrossel	1	0,5	0,45
Schwarzkehlchen	1	0,5	0,45
Nachtigall	1	0,5	0,45
Kernbeißer	1	0,5	0,45
Höckerschwan	0,5	0,25	0,22
Graugans	0,5	0,25	0,22
Hohltaube	0,5	0,25	0,22
Tannenmeise	0,5	0,25	0,22
Gimpel	0,5	0,25	0,22
Grünspecht	0,25	0,125	0,11
Σ alle Arten	224,5	112,125	
		Artanzahl =	48
		H' =	1,460
		Hmax =	1,681
		E =	0,868
		Dominanzindex =	0,184

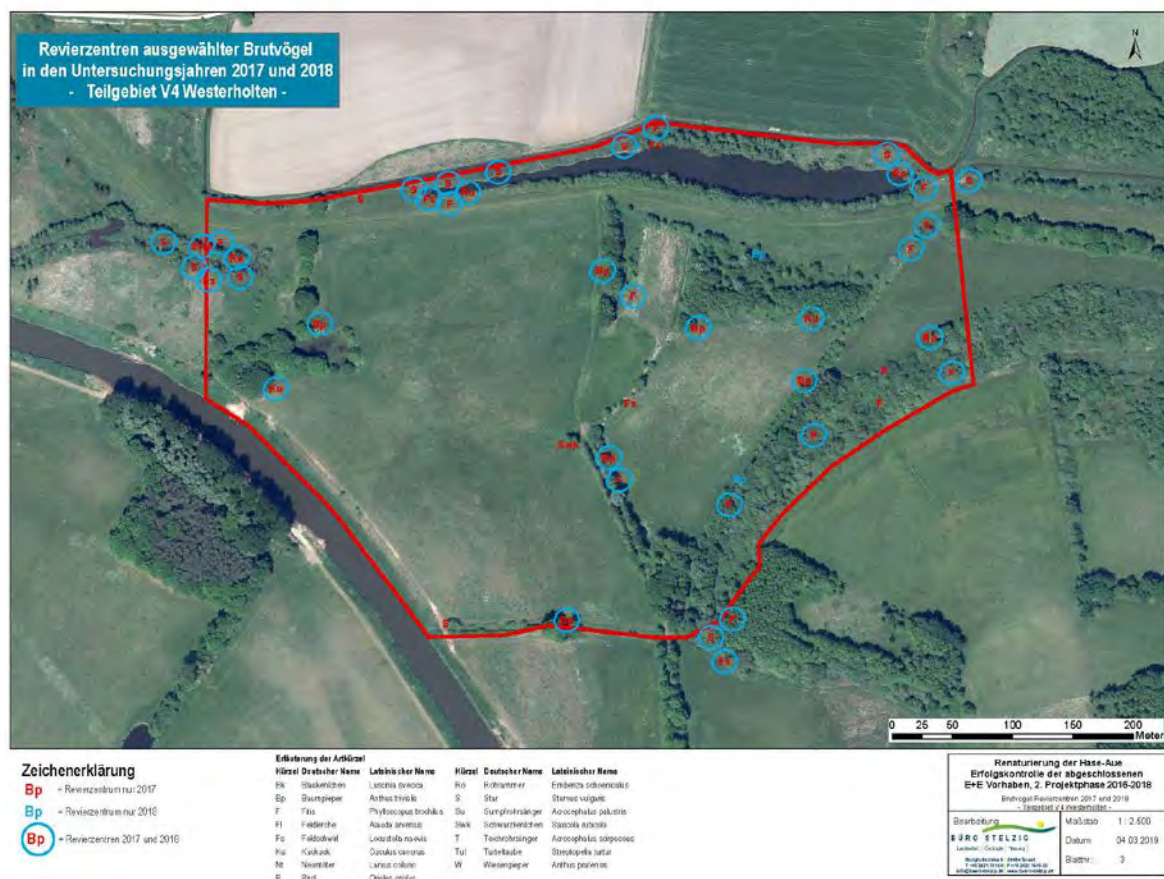


Abbildung 52: Probefläche 4: Reviere ausgewählter Vogelarten 2017 / 2018; Quelle: Auszug aus den Geobasisdaten der Niedersächsischen Vermessung und Katasterverwaltung, © 2018, www.lgln.de.

Die Gruppe der dominanten Arten (>5% des Gesamtbestandes) ist auch hier mit sechs Arten relativ groß und besteht ausschließlich aus weit verbreiteten Bewohnern verschiedener Gehölzbiotope und Sukzessionsstadien. Auch hier ist wie überall im Projektgebiet die Dorngrasmücke die häufigste Art, gefolgt vom Buchfinken, der hier annähernd dieselbe Dichte erreicht. Die weiteren dominanten Arten sind Amsel, Mönchsgrasmücke, Zaunkönig und Zilpzalp. Auch die Gruppe der subdominanten Arten (2-5% des Gesamtbestandes) ist mit 10 Arten sehr artenreich und ist sehr ähnlich zusammengesetzt wie für die vorherige

Probefläche beschrieben. Von den enger an typische Auenlebensräume gebundenen Vogelarten kommen unter den selteneren Arten nur noch der Feldschwirl mit durchschnittlich drei Revieren in den feuchten Brachen sowie der Pirol mit einem Revier im Erlenbruchwald hinzu.

Insgesamt ist auch diese Probefläche damit zwar in sehr hoher Dichte von Vögeln besiedelt, weist aber nur in geringem Umfang autotypische Vogelarten auf. Immerhin besitzt sie aber mit Höckerschwan, Graugans, Stockente, Schnatterente, Reiherente, Blässhuhn und Teichhuhn unter allen Probeflächen den höchsten Anteil brütender Wasservögel.

Wie die Darstellung der Reviere ausgewählter Arten in Abbildung 52 zeigt, waren auch hier die bereits beschriebene Zunahme von Baumpiepern und auf der anderen Seite deutliche Rückgänge beim Feldschwirl (von 3,5 auf 2,5 Reviere) und beim Sumpfrohrsänger (von 10 auf 6 Reviere) zu beobachten. Ansonsten waren hier keine wesentlichen Veränderungen zwischen den beiden Erfassungsjahren zu beobachten.

5.2.3 Diskussion

Eine Bewertung der Ausprägungen der Vogelgemeinschaften des Projektgebietes bzw. der Probeflächen erfolgt mit Blick auf den Erhaltungszustand der Zielartengemeinschaften der im Fokus der Renaturierungsmaßnahmen stehenden autotypischen Lebensräume.

So weit möglich wird dabei auch eine Bewertung des Erfolgs der durchgeführten Maßnahmen bzw. ihrer Wirkungen auf die Brutvogelfauna des Projektgebietes abgeleitet. Aufgrund des Fehlens von Vogelbestandsdaten aus dem Projektgebiet vor Umsetzung der Maßnahmen ist das allerdings nur sehr eingeschränkt möglich.

5.2.3.1 Zusammenfassung der Ergebnisse in den Probeflächen

Einige der Brutvogelarten des gesamten Projektgebietes konnte in keiner der untersuchten Probeflächen als Brutvögel nachgewiesen werden. Das betrifft neben einigen Brutvögeln der Siedlungsbereiche (meist Höhlen- und Gebäudebrüter) vor allem einige Waldvogelarten, die im gesamten Projektgebiet nur in einzelnen oder wenigen Paaren vorkommen (z. B. Greifvogelarten mit größeren Raumanprüchen).

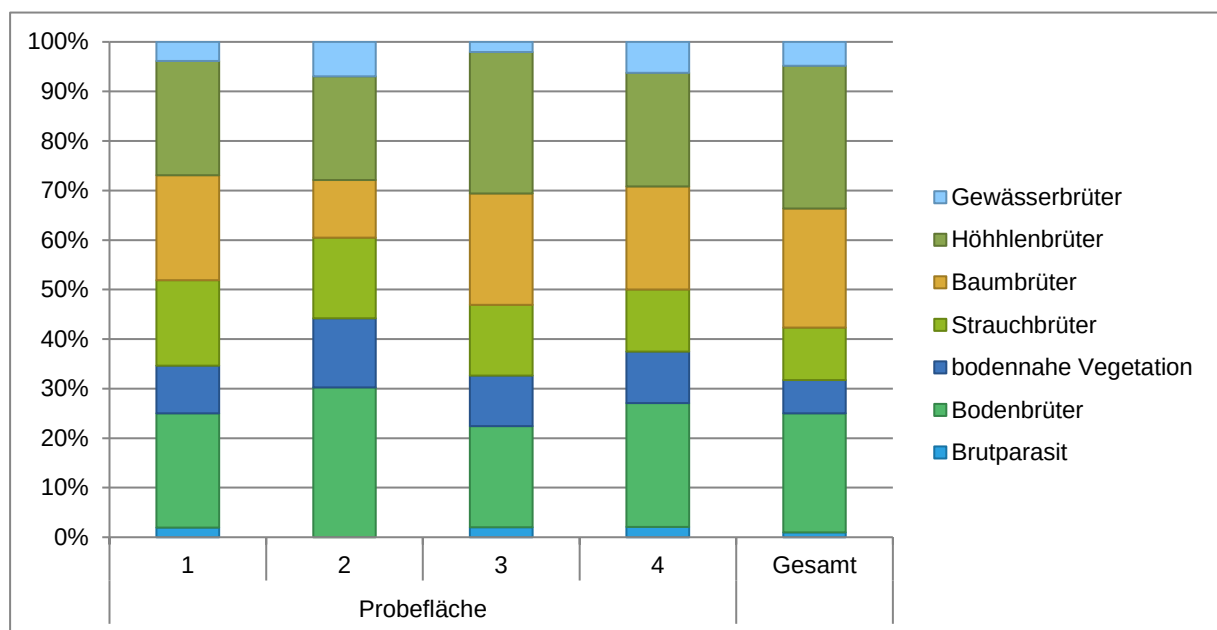


Abbildung 53: Prozentualer Anteil der Brutgilden in den vier Probeflächen 2017/2018

Ein qualitativer Vergleich der Brutgildenanteile an der Brutvogelfauna des gesamten Projektgebietes mit derjenigen der Probeflächen (vgl. Abbildung 53) zeigt, dass infolgedessen in den Probeflächen die Anteile der Bodenbrüter, Brutvögel der bodennahen Vegetation und Strauchbrüter deutlich größere Anteile am Artenspektrum besitzen als im gesamten Projektgebiet, während die Anteile der Baum- und Höhlenbrüter zurücktreten.

Derselbe qualitative Vergleich bezogen auf die nahrungsökologischen Gilden (vgl. Abbildung 54) zeigt, dass in der Brutvogelfauna der Probeflächen die verschiedenen Gruppen der Insektenfresser insgesamt höhere Anteile besitzen, während vor allem die Gruppen der „Luftjäger“ und der „Greife“ nahezu vollständig fehlen bzw. gegenüber der gesamten Brutvogelfauna zurücktreten.

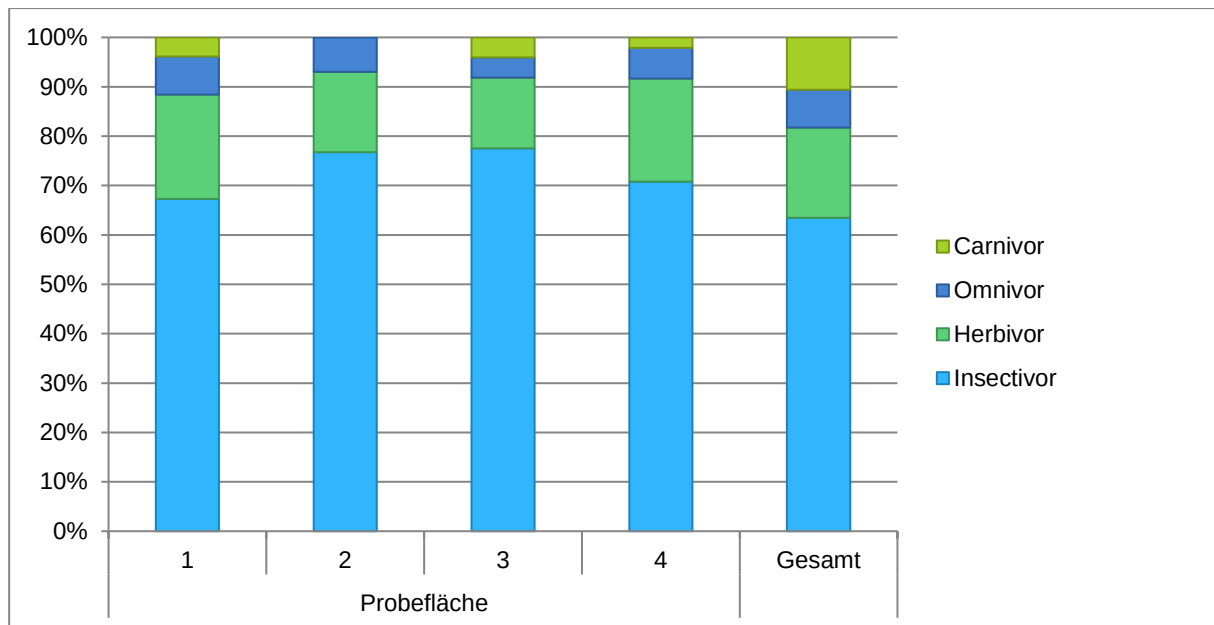


Abbildung 54: Prozentualer Anteil von Nahrungsgilden in den vier Probeflächen 2017/2018

Diese Unterschiede beziehen sich allerdings nur auf die tatsächlich in den Probeflächen brütenden Arten. Viele der hier als Brutvögel fehlenden Arten (die meisten der vorkommenden Greifvogelarten, die Luftjäger Mauersegler und Schwalben, die omnivoren Rabenvögel) treten durchaus regelmäßig zumindest in einem Teil der Probeflächen als Nahrungsgäste auf.

Ihr Fehlen in der Zusammensetzung der Brutvogelgemeinschaften ist demnach entweder als Folge des Fehlens für die Brutansiedlung erforderlicher Requisiten (z. B. größere Altbaumbestände, Gebäude) aufzufassen oder beruht darauf, dass die Arten insgesamt im Projektgebiet nur in sehr geringen Anzahlen vorkommen (die meisten Greifvogelarten).

Eine Gegenüberstellung der statistischen Kennwerte der vier Probeflächen (Tabelle 31) zeigt, dass die Brutvogelgemeinschaften der vier Flächen trotz aller Unterschiede in der Ausstattung mit unterschiedlichen Habitaten einander sehr ähnlich strukturiert sind. Daher werden an dieser Stelle einige wesentliche Unterschiede beleuchtet und die Probeflächen im Weiteren gemeinsam behandelt.

Die auffälligsten Unterschiede zwischen den Probeflächen zeigen sich zunächst in den Gesamtabundanz, die zwischen knapp 54 Revieren und > 130 Revieren / 10 ha variieren. Trotz dieser sehr verschiedenen Gesamtabundanzen sind aber die Strukturwerte der Vogelgemeinschaften, Diversität und Evenness, einander sehr ähnlich.

Mit Ausnahme der Probefläche V2 an der Mittelradde sind auch die Dominanzindex-Werte nahezu deckungsgleich und leiten sich aus den Dominanzwerten derselben zwei jeweils häufigsten Arten her, Dorngrasmücke und Buchfink. Auch die Gruppen der weiteren dominanten Arten mit Anteilen von > 5% am Gesamtbestand der Probeflächen sind einander sehr ähnlich; Amsel, Zaunkönig, Mönchsgrasmücke und Zilpzalp zählen in allen oder fast allen Probeflächen zu den dominanten Arten.

Tabelle 31: Kennwerte der Probeflächen

Kenngröße	V1 Hammer Schleife	V2 Mittelradde	V3 Im Sundrigen	V4 Westerholte
Artenzahl	50	44	48	48
Gesamtabundanz (Rev. / 10 ha)	70	53,75	131,6	112,1
Diversität	1,531	1,418	1,471	1,460
Evenness	0,9	0,86	0,88	0,87
Dominanzindex	0,18	0,25	0,16	0,18
Dominante Arten (>5 % des gesamten Vogelbestandes)	Dorngrasmücke Buchfink Amsel	Dorngrasmücke Sumpfrohrsänger Amsel Zaunkönig	Dorngrasmücke Buchfink Mönchsgrasmücke Sumpfrohrsänger Amsel Zaunkönig Zilpzalp	Dorngrasmücke Buchfink Amsel Mönchsgrasmücke Zaunkönig Zilpzalp

Die kleineren Gruppen dominanter Arten in den Probeflächen V1 und V2 korrelieren mit insgesamt deutlich geringeren Gesamtabundanzen, in V1 bei gleichzeitig höherer Diversität und Evenness.

Die Hauptgründe für diese Abweichungen liegen darin, dass diese beiden Probeflächen einen deutlich höheren Anteil genutzter Grünlandflächen (in V1 Weidefläche, in V2 Wiesen) aufweisen, die nur von sehr wenigen Brutvögeln besiedelt sind. Bei der Probefläche V2 kommt hinzu, dass der Anteil von baumholzdominierten Flächen sehr gering ist, weshalb auch hier anders als in den übrigen Probeflächen nicht der Buchfink die zweithäufigste Art ist. (Nur auf das zweite Erfassungsjahr bezogen wäre er aber auch in dieser Probefläche in die Gruppe der dominanten Arten mit > 5% des Gesamtbestandes aufgerückt.)

Die wesentlichen Unterschiede in den Vogelmgemeinschaften der Probeflächen finden ihre Ursache neben dem Waldflächenanteil hauptsächlich im unterschiedlichen Flächenanteil der Sukzessionsbrachen, die in allen vier Flächen in ähnlich hohen Dichten von denselben Arten besiedelt sind, wobei vor allem die Dorngrasmücke als dominierende Art hier alle vorhandenen Sukzessionsstadien vom Aufkommen erster Gehölze bis hin zu Vorwaldstadien in hoher Dichte besiedelt. Die Dorngrasmücke kann geradezu als die Charakterart des Projektgebietes bezeichnet werden.

Während frühe Sukzessionsstadien daneben vor allem von Sumpfrohrsänger, Feldschwirl, Schwarzkehlchen und Rohrammer – sowie in V2 im ersten Erfassungsjahr noch vom Wiesenpieper - besiedelt sind, rücken mit zunehmenden Gehölzanteilen ubiquitäre Arten wie Buchfink, Amsel, Mönchsgrasmücke und Zilpzalp in die Gruppe der dominanten Vogelarten der Sukzessionsbrachen auf.

Die hohen Anteile von Sukzessionsbrachen mit schon hohen Anteilen aufkommender Gehölze und enger Verzahnung mit den Waldflächen in den Probeflächen V3 und V4 sind daher

auch die wesentliche Grundlage für die insgesamt sehr hohen Siedlungsdichten in diesen Flächen. Gleichzeitig verlieren die Brachen aber mit fortschreitender Sukzession ihre Habitateignung für die selteneren und gefährdeten Arten der Brutvogelgemeinschaft des Projektgebietes.

Vergleicht man die Brutgildenanteile der einzelnen Probeflächen mit den über alle Probeflächen aufsummierten Anteilen (vgl. Abbildung 53), so fallen insbesondere bei der Probefläche V2 Abweichungen auf. Bei insgesamt geringerer Siedlungsdichte sind die Anteile der Bodenbrüter und der Brutvögel bodennaher Vegetation deutlich überdurchschnittlich. Dies hat zwar seine Hauptursache im hier sehr geringen Flächenanteil von Gehölzen, korreliert aber andererseits mit dem Vorkommen mehrerer auentypischer Vogelarten der Röhrichte (Blaukehlchen) und Niederungswiesen (Großer Brachvogel, Wiesenpieper), die in allen anderen Probeflächen fehlen.

Eine weitere ungelenkte Sukzession der Brachen mit in der Folge zunehmendem Gehölzanteil würde auch in dieser Fläche zwar die Gesamtabundanz erhöhen, hätte aber zugleich voraussichtlich Bestandsrückgänge der wenigen auentypischen Vogelarten bis hin zum Totalverlust zur Folge, wie es sich beim Wiesenpieper bereits andeutet.

Derselbe quantitative Vergleich bezogen auf die nahrungsökologischen Gilden (vgl. Abbildung 54) zeigt wiederum vor allem in der Probefläche V2 deutliche Abweichungen. Im Vergleich mit den anderen Probeflächen ist hier eine deutlich höhere Dominanz der Ansitzjäger und Bodensucher unter den Insektenfressern zu erkennen, der natürlich mit der oben beschriebenen höheren Dominanz der Bodenbrüter – und erneut der auentypischen Brutvogelarten – korreliert.

Eine weitere auffällige Abweichung zeigt sich beim quantitativen Anteil der granivoren und omnivoren Pflanzenfresser in der Probefläche V1. Dieser Unterschied geht zurück auf hier relativ große Bestände mehrerer Finkenarten (Stieglitz, Grünfink, Bluthänfling) sowie der Tauben, einschließlich der nur hier nachgewiesenen Turteltaube. Offenbar profitieren die Pflanzenfresser hier von dem verbreiteten Vorkommen nur schütter bewachsener Bodenflächen im Bereich der Binnendünen und auch der Weidefläche selber. Ob dies auf ein vermehrtes Vorkommen samentrager Pflanzen, das Vorkommen anderer Pflanzengesellschaften oder nur auf eine bessere Erreichbarkeit der Samenpflanzen infolge der offeneren Vegetationsstruktur zurückzuführen ist, müssten ggf. genauere Abgleiche der spezifischen Nahrungswahl mit den vorhandenen Pflanzengesellschaften ergeben.

Die offener Vegetationsstruktur in dieser Probefläche begünstigt aber jedenfalls neben den Pflanzenfressern auch einige bodensuchende Insektenfresser wie den Wendehals und den Gartenrotschwanz, zwei weitere Vogelarten, die bei den Erfassungen nur in dieser Probefläche festgestellt werden konnten.

5.2.3.2 Brutvogelfauna des Projektgebietes

Insgesamt können die Erfassungsergebnisse in den Probeflächen als repräsentativ für das Projektgebiet gelten. Eindrücke aus zahlreichen nicht intensiv untersuchten Teilflächen des Projektgebietes zeigten insgesamt sehr ähnliche Vogelgemeinschaften in den jeweils vergleichbaren Lebensräumen. Diejenigen Brutvogelarten, die in keiner der Probeflächen nachgewiesen wurden, sind entweder sehr selten und auf einzelne Flächen beschränkt (z. B. Rohrweihe, Wespenbussard, Löffelente) oder brüten ausschließlich oder nahezu ausschließlich in randlich zum Projektgebiet liegenden abweichenden Lebensräumen (Siedlungsflächen, Kiefernforste, Ackerflächen).

Die stark gefährdeten Wiesenlimikolen Kiebitz und Großer Brachvogel konnten in keiner der Probeflächen als Brutvögel nachgewiesen werden. Kiebitze brüten wahrscheinlich sogar gar nicht im Projektgebiet, sondern ausschließlich auf benachbarten Maisäckern. Beim Großen Brachvogel liegen zwei Probeflächen (V1 Hammer Schleife, V2 Mittelradde) innerhalb von Brutrevieren, bei denen unklar ist, ob und wo Brutversuche unternommen wurden. In der Hammer Schleife lag der Hauptaufenthalt eines Paares im ersten Erfassungsjahr in einer Pferdeweide außerhalb des Projektgebietes; es waren dort aber keine Anzeichen eines Brutversuchs festzustellen. Wahrscheinlich liegt der Brutplatz dieses Paares weiter östlich außerhalb des Projektgebietes und ein Brutversuch war, wenn er überhaupt stattfand, gescheitert. Im zweiten Kartierjahr wurde die Probefläche und ihre nahe Umgebung nur gelegentlich von einem Großen Brachvogel überflogen. Die Wiesen in der Probefläche an der Mittelradde gehören offenbar als essenzielles Nahrungshabitat zum Aktionsraum eines Brutpaares, dessen Brutplatz deutlich außerhalb des Projektgebietes liegt. Ein drittes Revier von Großen Brachvögeln liegt westlich der Hase im Bereich großflächiger Mähwiesen auf ehemaligen Ackerflächen. Dies ist wahrscheinlich das einzige Brachvogelpaar, das innerhalb des Projektgebietes brütet. Hinweise auf eine erfolgreiche Brut ergaben sich aber bei gelegentlichen Besuchen auch in diesem Revier nicht.

Die weiteren „stark gefährdeten“ Brutvogelarten des Projektgebietes konnten entweder gar nicht innerhalb der Probeflächen (Löffelente) oder in nur je einer der Probeflächen (Turteltaube, Wendehals, Wiesenpieper) brütend oder mit einer Brutzeitbeobachtung nachgewiesen werden.

Die Löffelente war in beiden Jahren brutverdächtig in ein bis zwei Paaren an einem Teich westlich von Lahre zu beobachten, weitere Vorkommen konnten im Projektgebiet nicht festgestellt werden. Die ebenfalls für Auenlebensräume charakteristische Knäkente konnte sogar gar nicht festgestellt werden.

Der stark gefährdete Wiesenpieper, ebenfalls eine Charakterart der Niederrungswiesen, konnte ausschließlich in der Probefläche an der Mittelradde als Brutvogel beobachtet werden, fehlte aber dort im zweiten Erfassungsjahr. Die Art wurde sonst nicht im Projektgebiet als Brutvogel beobachtet. Möglicherweise ist das Vorkommen der Art also aktuell erloschen.

Die Turteltaube als Brutvogel und der Wendehals mit einer Brutzeitbeobachtung wurden im Rahmen der Erfassungen ausschließlich in der Probefläche V1 in der Hammer Schleife nachgewiesen, wo sie wahrscheinlich von den Entwicklungsmaßnahmen im Bereich der Binnendünen und der Magerrasen profitiert haben. Ob diese Arten eventuell auch im Bereich der Westerschleife vorkommen, ist nicht bekannt, da diese vom Bearbeiter nie begangen wurde. In anderen Bereichen des Projektgebietes wurden die Arten jedoch nie festgestellt, sodass ihr Vorkommen offenbar auf die Bereiche der Binnendünen beschränkt ist bzw. sie möglicherweise außerhalb des Projektgebietes in Kiefernforsten auf Sand und im Bereich von Sandabgrabungen vorkommen.

Unter den „gefährdeten“ Brutvogelarten des Projektgebietes konnten Wespenbussard, Baumfalke, Waldlaubsänger und Girlitz in keiner der Probeflächen nachgewiesen werden. Der Wespenbussard brütet aber innerhalb des Projektgebietes im Bereich der Waldflächen südöstlich des Bleichenholter Grabens außerhalb der Probeflächen. Ob es weitere Vorkommen gibt, ist unbekannt. Ein Brutvorkommen von Baumfalken konnte nicht belegt werden, ist aber auch innerhalb des Projektgebietes wahrscheinlich. Ob Waldlaubsänger innerhalb des Projektgebietes brüten, ist ebenfalls unbekannt; Beobachtungen gelangen nur in Waldflächen nördlich und westlich außerhalb der Gebietsgrenzen. Auch Girlitze wurden ausschließlich in Siedlungsbereichen und Baumschulen außerhalb des Projektgebietes festgestellt.

Die weiteren „gefährdeten“ Brutvogelarten (Kuckuck, Pirol, Neuntöter, Feldlerche, Feldschwirl, Star, Grauschnäpper, Trauerschnäpper, Nachtigall, Baumpieper und Bluthänfling) sind im Projektgebiet zum Teil weit verbreitet und kommen teilweise (Feldschwirl, Nachtigall, Baumpieper) in relativ hohen Dichten in allen geeigneten Habitaten vor. Insbesondere der Feldschwirl, der in den Röhrichtbeständen und den Sukzessionsbrachen teilweise häufig ist, dürfte eindeutig von den Maßnahmen im Gebiet profitiert haben. Allerdings könnte sein Bestand bei fortschreitender Gehölzsukzession in den Brachflächen in Verbindung mit den Niederschlagsdefiziten der letzten Jahre in absehbarer Zeit wieder zurückgehen. Die Erfassungsergebnisse der beiden Untersuchungsjahre könnten andeuten, dass diese Entwicklung bereits eingesetzt hat. Dieselben Aussagen gelten auch für den Sumpfrohrsänger, der derzeit noch in vielen Brachen und Röhrichten in hoher Dichte vorkommt und zu den dominanten Arten zählt, bei fortschreitender Gehölzsukzession in Verbindung mit fortschreitender Austrocknung der Flächen aber voraussichtlich deutlich zurückgehen wird.

Auch der Baumpieper hat sicher von den ausgedehnten Brachen profitiert, insbesondere in Bereichen, wo sich durch die Sukzession und die Verzahnung mit Altholzbeständen sehr hohe Randlinienanteile in Verbindung mit großem Strukturreichtum in den vorgelagerten Flächen und offenen oder halboffenen Bodenbereichen ergeben haben.

Insgesamt sind infolge des hohen Strukturreichtums große Bereiche des Projektgebietes in sehr hoher Dichte von Vögeln besiedelt, insbesondere von einer ganzen Reihe wenig spezialisierter Insektenfresser, die durchweg sehr hohe Siedlungsdichten erreichen. Als Beispiele seien hier neben der alles dominierenden Dorngrasmücke auch Garten- und Mönchsgrasmücke, Fitis, Zilpzalp und Zaunkönig genannt. Letzterer besiedelt vor allem die strukturreichen Uferbereiche der größeren Gräben und der Mittelradde, etwas weniger auch der Hase, in sehr hohen Dichten, kommt aber daneben auch in allen Waldflächen des Gebietes in hohen Dichten vor. In den Waldflächen kommen außerdem auch einige höhlenbrütende Insektenfresser, insbesondere die Blaumeise, in geringerem Umfang auch Star, Kohlmeise, Kleiber und Gartenbaumläufer in relativ hohen Dichten vor.

Neben diesen hohen Siedlungsdichten allgemein noch häufiger Vogelarten bieten aber die struktur- und nahrungsreichen Brachen auch z. B. den spezialisierteren Ansitzjägern Schwarzkehlchen und Neuntöter viele geeignete Bruthabitate.

Die weite Verbreitung und große Häufigkeit vieler wenig spezialisierter Vogelarten und der insgesamt sehr hohe Vogelreichtum dürfen aber nicht darüber hinwegtäuschen, dass die Vogelgemeinschaften einiger autotypischer Lebensräume, deren Wiederherstellung das eigentliche Ziel des Projektes war, nur sehr fragmentarisch vorhanden und defizitär ausgeprägt sind.

Das gilt neben den bereits ausführlicher diskutierten Feuchtwiesenbewohnern, die im Projektgebiet entweder gar nicht (mehr) vorkommen (z. B. Rotschenkel, Bekassine, Uferschnepfe, Wachtelkönig, aber auch der Kiebitz) oder unmittelbar vor dem Erlöschen stehen (Wiesenpieper, Großer Brachvogel) auch für Vogelarten der Auengewässer.

Flache Auengewässer mit ausgedehnten Röhrichtzonen und Schwimmblattvegetation, wie sie für Überschwemmungsauen typisch sind, fehlen im Projektgebiet fast vollständig. Daher konnten eine ganze Reihe von typischen Vogelarten der Auengewässer überhaupt nicht nachgewiesen werden. Das gilt z. B. für Knäkente, Wasserralle, Tüpfelsumpfhuhn, Rohrschwirl und Schilfrohrsänger. Aber selbst die wenigen Vogelarten dieser Lebensgemeinschaften, die im Gebiet vorkommen sind entweder sehr selten (Teichrohrsänger, Blaukehlchen) oder konnten nur vereinzelt brutverdächtig nachgewiesen werden (Löffelente).

Deutlich besser bestellt ist es um die Brutvogelgemeinschaften der Wälder, insbesondere

der autotypischen Erlenbruchwälder. Hier sind die Brutvogelgemeinschaften sehr vollständig ausgeprägt und die Waldflächen weisen durchweg sehr hohe Siedlungsdichten auf. Da die Bestände dieser Lebensraumtypen sicher bereits vor Durchführung der Maßnahmen in ähnlicher Ausprägung vorhanden waren, ist dieser Umstand zwar nicht unmittelbar als Folge der durchgeführten Maßnahmen zu sehen. Es ist aber durchaus wahrscheinlich, dass die Maßnahmen insbesondere durch Reduzierung der Einflüsse intensiver Nutzung sowie auch durch eine tendenzielle Verbesserung des Wasserhaushalts, zumindest aber die Verhinderung einer weiteren Entwässerung und Nutzungsintensivierung, maßgeblich zum Erhalt dieser Gemeinschaften in ihrem günstigen Erhaltungszustand beigetragen haben.

5.2.3.3 Ausgewählte Brutvogelgemeinschaften

Im Folgenden wird eine kurze Charakterisierung und Bewertung der Brutvogelgemeinschaften ausgewählter Lebensraumtypen in Anlehnung an FLADE (1994) vorgenommen. Dabei werden häufiger die folgenden Termini aus dem „Leitartenmodell“ verwendet:

Leitarten: Leitarten sind Arten, die in einem oder wenigen Landschaftstypen signifikant höhere Stetigkeiten und in der Regel auch wesentlich höhere Siedlungsdichten erreichen als in allen anderen Landschaftstypen.

Leitarten finden in den von ihnen präferierten Landschaftstypen die von ihnen benötigten Habitatstrukturen und Requisiten wesentlich häufiger und vor allem regelmäßiger vor als in allen anderen Landschaftstypen.

Lebensraumholde Arten: Als „lebensraumhold“ werden hier Arten bezeichnet, die in einem bestimmten Landschaftstyp ihre höchste Siedlungsdichte (Median oder Gesamtdichte) bei hoher Stetigkeit erreichen, wobei sie in vielen anderen Landschaftstypen mit ähnlich hoher Stetigkeit siedeln. Sie kennzeichnen einen Landschaftstyp also nicht durch eine ungewöhnlich hohe Präsenz, sondern lediglich durch besonders hohe Individuendichten (eine Art kann i.d.R. in maximal zwei Landschaftstypen „lebensraumhold“ sein).

Stete Begleiter: Als „stete Begleiter“ werden „Eukonstante“, d.h. Arten mit sehr hoher Stetigkeit (mindestens 80%) bezeichnet.

Binnenländisches Feuchtgrünland

Die Leitartengruppe der „Feuchtwiesen“ setzt sich aus den folgenden Brutvogelarten zusammen: Kiebitz, Großer Brachvogel, Grauammer, Wachtelkönig, Wachtel und Sumpfohreule.

Wie bereits weiter oben beschrieben kommen aus dieser Gruppe zwar Kiebitz und Großer Brachvogel im Projektgebiet bzw. seiner unmittelbaren Nachbarschaft vor, doch ist es um ihren Brutbestand im Gebiet nicht gut bestellt. In den Probeflächen, die in größerem Umfang Feuchtwiesen oder Weideflächen enthalten (V1 „Hammer Schleife“, V2 „Mittelradde“, V4 „Westerholte“) konnte keine der Arten als Brutvogel festgestellt werden. Auch außerhalb der Probeflächen brüten beide Arten im Projektgebiet, wenn überhaupt, nur sehr vereinzelt.

Von der Wachtel liegen zwar einzelne Nachweise vor, doch gelangen diese ebenfalls nicht im Projektgebiet, sondern an Ackerrainen im nahen Umfeld. Die restlichen Leitarten konnten überhaupt nicht nachgewiesen werden.

Damit fehlt die Leitartengruppe der „Feuchtwiesen“ im Projektgebiet nahezu vollständig.

Auch die „steten Begleiter“ in der Brutvogelgemeinschaft dieses Lebensraumtyps – Feldlerche und Wiesenpieper – kommen nur in einem Teil der untersuchten Probeflächen als

Brutvogel vor. Das naturschutzfachlich bedeutendste Vorkommen ist dasjenige von vier Brutpaaren des Wiesenpiepers in der Probefläche V2 „Mittelradde“, das allerdings im zweiten Erfassungsjahr nicht mehr bestätigt werden konnte.

Die Feldlerche trat in der genannten Probefläche nur im zweiten Erfassungsjahr mit einem Brutrevier in Erscheinung. Die Probefläche V1 „Hammer Schleife“ besiedelte sie zwar stabil mit mehreren Paaren, erreicht aber nur eine sehr geringe Siedlungsdichte.

Die Brutvogelgemeinschaft der „Feuchtwiesen“ befindet sich damit im Projektgebiet – wie nahezu überall in Mitteleuropa – in einem sehr ungünstigen Erhaltungszustand. Die Möglichkeiten, hier innerhalb des Projektgebietes noch gegenzusteuern, scheinen sehr eingeschränkt. Wenn überhaupt, kann es nur mit rigorosen und großflächigen Maßnahmen Aussicht auf Erfolg haben.

Feuchte und nasse Brachen und Sukzessionsflächen

Die Leitartengruppe der „Nassbrachen“ setzt sich aus den folgenden Brutvogelarten zusammen: Feldschwirl, Teichrohrsänger, Neuntöter, Nachtigall, Rohrschwirl, Sperbergrasmücke, Blaukehlchen, Sprosser, Schlagschwirl, Karmingimpel, Kranich und Wiesenweihe.

In dieser Leitartengruppe sind mehrere Arten enthalten, deren Verbreitungsschwerpunkte in Deutschland in den östlichen Bundesländern liegen, und die Niedersachsen im Wesentlichen nur im Wendland erreichen (Sperbergrasmücke, Sprosser, Schlagschwirl, Karmingimpel). Diese Arten können daher im westlichen Niedersachsen nicht als Leitarten des Lebensraumtyps gelten.

Obwohl Schlagschwirl und Sprosser aufgrund ihrer natürlichen Verbreitung im Projektgebiet nicht zu erwarten waren, gelang doch je eine Beobachtung eines singenden Männchens im Mai südlich des Bleichenholter Grabens. Da beide Vorkommen später nicht mehr bestätigt werden konnten, hat es sich wahrscheinlich um kurzzeitig anwesende Durchzügler gehandelt.

Der Kranich hat zwar in den letzten Jahren sein Brutareal deutlich nach Westen ausgedehnt, ist aber in Niedersachsen noch weitgehend auf die östlichsten Landesteile und die Diepholzer Moorniederung beschränkt. Auch diese Art ist daher hier nicht unbedingt als Teil der Leitartengruppe zu erwarten.

Von den verbleibenden Leitarten fehlen im Projektgebiet der Rohrschwirl und die Wiesenweihe. Der Rohrschwirl benötigt größere Schilfröhrichte, die im Projektgebiet fehlen. Die Wiesenweihe besiedelt entweder Röhrichte / hochwüchsige Brachen oder – heutzutage häufiger – Getreidefelder, wo sie meist nur dank intensiver Horstschutzmaßnahmen Bruterfolg haben kann. Sie ist in Niedersachsen nur noch sehr punktuell verbreitet und gilt landesweit als „stark gefährdet“.

Die verbleibenden Leitarten dieses Lebensraumtyps – Feldschwirl, Teichrohrsänger, Neuntöter, Nachtigall und Blaukehlchen – kommen im Projektgebiet, wie auch in den Probeflächen in geeigneten Habitaten überall vor. Insbesondere der Feldschwirl besiedelt einige der größeren Sukzessionsbrachen in hoher Dichte. Teichrohrsänger und Blaukehlchen sind dagegen infolge eines weitgehenden Mangels an Schilfröhrichten auf wenige Einzelvorkommen beschränkt.

Die Leitartengruppe der „Nassbrachen“ ist damit im Projektgebiet nahezu vollständig vorhanden und besiedelt einige Bereiche in hoher Dichte, wenn auch nur mit einem Teil der Arten.

Von den „lebensraumholden“ Arten sind Dorngrasmücke und Sumpfrohrsänger im

Projektgebiet, wie auch in den Probeflächen sehr häufig. Schilfrohrsänger und Braunkehlchen fehlen dagegen als Brutvögel ganz. Auch die „steten Begleiter“ in der Brutvogelgemeinschaft dieses Lebensraumtyps – Rohrammer und Amsel – kommen in allen Probeflächen in zum Teil hoher Siedlungsdichte vor.

Die Brutvogelgemeinschaft der „Nassbrachen“ befindet sich damit im Projektgebiet in einem günstigen bis sehr günstigen Erhaltungszustand, obwohl einige der Arten regional und überregional zu den gefährdeten Arten zählen. Auch ohne Referenzdaten aus der Zeit vor der Maßnahmenumsetzung kann als sicher angenommen werden, dass diese Brutvogelgemeinschaft von den durchgeführten Maßnahmen maßgeblich profitiert hat.

Mit fortschreitender Sukzession der großflächigen Feuchtbrachen wird der Bestand eines Teils dieser Arten allerdings in absehbarer Zeit zurückgehen, wenn die besiedelten Flächen nicht in regelmäßigen Abständen wieder auf frühere Sukzessionsstadien zurückgesetzt werden.

Sandheiden

In der grundlegenden Arbeit von FLADE (1994) zu den Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands sind keine Angaben zu Binnendünen enthalten, die im Rahmen der an der Hase durchgeführten Maßnahmen jedoch eine nicht unbedeutende Rolle spielen. Die hier zu erwartende Brutvogelgemeinschaft entspricht jedoch am ehesten derjenigen der „Sandheiden“.

Deren Leitartengruppe besteht aus: Steinschmätzer, Heidelerche, Neuntöter, Schwarzkehlchen, Brachpieper, Ziegenmelker, Raubwürger, Birkhuhn und Wiedehopf. In dieser Leitartengruppe sind mehrere Arten enthalten, die in Niedersachsen – wie auch den übrigen westlichen Bundesländern – unmittelbar vom Aussterben bedroht oder bereits ausgestorben sind: Steinschmätzer, Brachpieper, Birkhuhn und Wiedehopf. Neben diesen extrem seltenen Arten fehlen im Projektgebiet auch Heidelerche, Ziegenmelker und Raubwürger als Brutvögel. Die verbleibenden Leitarten des Lebensraumtyps – Neuntöter und Schwarzkehlchen – kommen zwar im Projektgebiet, wie auch in den untersuchten Probeflächen vor, sind jedoch nicht eng an den Lebensraum der „Sandheiden“ bzw. Binnendünen gebunden, sondern besiedeln auch andere, weiter verbreitete Lebensräume, insbesondere die Sukzessionsbrachen.

In der einzigen Probefläche, die Binnendünen enthält (V1 „Hammer Schleife“) konnte von diesen Arten nur das Schwarzkehlchen nachgewiesen werden, das aber hier gerade nicht die Binnendünen besiedelte. Die Leitartengruppe der „Sandheiden“ fehlt damit im Projektgebiet nahezu vollständig bzw. kommt ausschließlich in anderen Habitaten vor. Die „steten Begleiter“ in der Brutvogelgemeinschaft dieses Lebensraumtyps – Feldlerche, Baumpieper und Goldammer – kommen dagegen zwar im Projektgebiet verbreitet und in zum Teil hoher Siedlungsdichte vor, sind aber weniger eng an den Lebensraumtyp gebunden.

Die Brutvogelgemeinschaft der „Sandheiden“ befindet sich damit im Projektgebiet in einem sehr ungünstigen Erhaltungszustand. Da einige der betreffenden Arten bereits großräumig verschwunden sind und zudem Raumansprüche besitzen, denen kleinflächige Lebensräume wie Binnendünen in der Regel nicht gerecht werden dürften, kann dieser Befund nicht überraschen. Auch bei Durchführung weiterer Maßnahmen zur Optimierung des Lebensraumtyps ist mit einer Verbesserung der Situation für diese Brutvogelgemeinschaft auch zukünftig nicht zu rechnen.

Allerdings haben von den Maßnahmen im Bereich der Binnendünen andere Arten profitiert, die zwar nicht zu den Leitarten der „Sandheiden“ zählen, dennoch aber zur Nahrungssuche

auf die lückigen Vegetationsstrukturen der Binnendünen und Sandmagerrasen angewiesen sind. Zu nennen sind hier die stark gefährdete Turteltaube, die in der Probefläche V1 „Hammer Schleife“ in beiden Jahren mit je zwei Brutrevieren festgestellt werden konnte, sowie der in Niedersachsen vom Aussterben bedrohte Wendehals, von dem aus derselben Fläche eine Brutzeitbeobachtung mit Revierverhalten vorliegt.

Auch wenn diese Arten nicht zu den Leitarten nach FLADE (1994) zählen, so ist eine Stabilisierung ihres Bestandes durch die Maßnahmen zur Förderung der lückigen Sandmagerrasen aufgrund ihrer starken überregionalen Gefährdung schon allein als Erfolg der Maßnahmen zu bewerten.

Erlenbruchwälder

Die Leitartengruppe der Erlenbruchwälder setzt sich aus den folgenden Brutvogelarten zusammen: Weidenmeise, Sumpfmeise, Pirol, Kleinspecht, Waldschnepfe, Schlagschwirl, Sprosser und Kranich. Auch in dieser Leitartengruppe sind wiederum – wie bereits bei den „Nassbrachen“ diskutiert - mehrere Arten enthalten, deren Verbreitungsschwerpunkte in Deutschland in den östlichen Bundesländern liegen (Sprosser, Schlagschwirl, Kranich). Diese Arten können daher im westlichen Niedersachsen nicht als Leitarten des Lebensraumtyps gelten.

Sollte der Kranich sein Brutgebiet in den kommenden Jahren noch weiter nach Westen ausdehnen, wäre auch eine Brutansiedlung dieser Art im Projektgebiet durchaus vorstellbar. Geeignete und hinreichend störungsfreie Erlenbruchwälder sind im Projektgebiet in mindestens zwei Bereichen vorhanden, insbesondere in dem beschriebenen Erlenbruch in der alten Haseschleife westlich von Huden. Die verbleibenden Leitarten – Weidenmeise, Sumpfmeise, Pirol und Kleinspecht – kommen im Projektgebiet in allen Erlenbruchwäldern in zum Teil hoher Dichte vor. Auch die Waldschnepfe kommt wahrscheinlich in allen entsprechenden Flächen vor, konnte aber aufgrund der schwierigen Erfassung in den wenigen Erlenbruchwäldern innerhalb der Probeflächen nicht nachgewiesen werden. Dieses Defizit ist aber wahrscheinlich überwiegend methodisch bedingt. Die Leitartengruppe der Erlenbruchwälder ist damit im Projektgebiet vollständig vorhanden und besiedelt die meisten Bestände in hoher Dichte.

Die „lebensraumholden“ Arten dieses Lebensraumtyps sind Kuckuck und Eichelhäher. Auch diese kommen im Projektgebiet, wie auch in den Probeflächen, verbreitet vor und fehlen wahrscheinlich in keinem Bestand des Lebensraumtyps. Auch die „steten Begleiter“ in der Brutvogelgemeinschaft dieses Lebensraumtyps kommen in allen Probeflächen in zum Teil hoher Siedlungsdichte vor. Die lange Liste dieser Arten enthält: Fitis, Buchfink, Zilpzalp, Kohlmeise, Rotkehlchen, Gartengrasmücke, Amsel, Mönchsgrasmücke, Zaunkönig, Baumpieper, Blaumeise, Singdrossel und Ringeltaube. All diese Arten kommen nicht nur vollständig in allen Beständen des Lebensraumtyps vor, sondern besiedeln sie – wie oben beschrieben – in zum Teil sehr hohen Dichten. Die Brutvogelgemeinschaft der Erlenbruchwälder befindet sich damit im Projektgebiet in einem sehr günstigen Erhaltungszustand.

Auch ohne Referenzdaten aus der Zeit vor der Maßnahmenumsetzung kann daher als sicher angenommen werden, dass diese Brutvogelgemeinschaft von den durchgeführten Maßnahmen maßgeblich profitiert hat bzw. bei weiterer Entwicklung der Erlenbruchwälder zukünftig weiterhin profitieren wird.

5.2.4 Maßnahmenempfehlungen

Die im Projektgebiet durchgeführten Maßnahmen können insgesamt mit Blick auf die Avifauna insofern als erfolgreich bewertet werden, als sie durch Nutzungsextensivierung, Strukturanreicherung, Etablierung großer Brachflächen und ansatzweise auch durch Verbesserung des Wasserhaushalts in Teilflächen die Grundlagen für eine arten- und individuenreiche Brutvogelgemeinschaft des Gesamtgebietes geschaffen haben.

Auch wenn aufgrund fehlender Bestandsinformationen aus der Zeit vor Umsetzung der Maßnahmen direkte Vergleiche nicht möglich sind, so ist doch offensichtlich, dass die Maßnahmen zumindest viele Vogelarten der Sukzessionsflächen begünstigt haben. Auf einige Lebensraumtypen (z. B. Erlenbruchwälder) bezogen sind zwar gegenüber dem früheren Zustand möglicherweise keine Verbesserungen eingetreten, die Maßnahmen haben aber sicher zumindest einer weiteren Verschlechterung vorgebeugt. Dennoch sind einige Brutvogelgemeinschaften autotypischer Lebensräume, vor allem der Feuchtwiesen sowie der Auengewässer und Röhrichte, nur sehr unvollständig vorhanden und befinden sich in einem defizitären Zustand, wenn sie nicht sogar unmittelbar vor dem Verschwinden stehen.

Im Folgenden werden daher einige Empfehlungen für eine Fortführung und Weiterentwicklung der Maßnahmen abgeleitet, die zum Teil sehr gezielt auf die Sicherung der noch vorhandenen Reste dieser Gemeinschaften fokussieren. Auf eine Bewertung der Möglichkeiten zur Realisierung der vorgeschlagenen Maßnahmen wird hier ausdrücklich verzichtet. Insgesamt müssen aber, wenn zukünftige Maßnahmen noch positive Auswirkungen auf die am stärksten gefährdeten Vogelgemeinschaften der Auenlebensräume erzielen sollen, sehr tiefgreifende und aufwändige Maßnahmen in Betracht gezogen werden.

5.2.4.1 Extensive Grünlandnutzung

Da viele der durch Einsaat auf ehemaligen Ackerflächen entstandenen Mähwiesen sehr struktur- und artenarm und nicht von typischen Brutvogelarten besiedelt sind, sollte hier über Anpassungen ihrer Nutzung nachgedacht werden.

Dringend erforderlich wäre in vielen Flächen eine Verbesserung des Wasserhaushalts, insbesondere die Etablierung regelmäßiger großflächiger Überschwemmungen. In Verbindung mit der Neuanlage flacher Auengewässer bzw. der Optimierung bestehender Stillgewässer könnte das Habitatpotenzial für die Vogelarten der Feuchtwiesen maßgeblich verbessert werden. Allerdings ist dabei zu bedenken, dass die meisten der betreffenden Arten regional und überregional sehr ungünstige Bestandstrends aufweisen, sodass eine Wiederbesiedlung auch optimal gestalteter und gepflegter Flächen nur mit geringer Wahrscheinlichkeit zu erwarten ist. Daher müssten derartige Maßnahmen durch sehr gezielte Maßnahmen zum Schutz der noch vorhandenen Restbestände der betreffenden Arten auch außerhalb des Projektgebietes flankiert werden. Die Ergebnisse der Erfassungen zeigen, dass Kiebitze und Brachvögel (fast) nur noch außerhalb des Projektgebietes in geringer Zahl vorkommen und dort offenbar sehr geringe Bruterfolge haben. Die Restbestände dieser Arten in der Agrarlandschaft müssten durch umfangreiche Extensivierungsmaßnahmen gesichert und ihr Bruterfolg verbessert werden, um ihr Aussterben im Umland des Projektgebietes zu verhindern. Mit einer Neubesiedlung geeigneter Habitate aus weiter entfernt gelegenen Spenderpopulationen ist vor dem Hintergrund der derzeitigen Bestandstrends dieser Arten nicht zu rechnen.

Alternativ zu dieser sehr umfangreichen Maßnahmen erfordernden Verbesserung des Mähgrünlandes könnte über ihre Umwandlung in extensiv beweidete Flächen nachgedacht

werden. Auch in diesem Fall sollten die Flächen durch Neuanlagen von Flachgewässern und Flutmulden stärker strukturiert werden. Zum Erhalt besonders schutzwürdiger Teilbereiche (z. B. gefährdete Röhrichtgesellschaften oder empfindlicher Uferbereiche) sowie auch zur Entwicklung strukturierender Sukzessionsflächen und zum Schutz potenzieller Brutvögel gegenüber Störungen durch Weidetiere sollten Teilbereiche solcher Flächen dauerhaft oder temporär ausgezäunt werden.

Der Entscheidung, welche Art von Pflegeregime in den Grünlandflächen zukünftig fortgeführt oder neu begründet werden soll, muss eine grundsätzliche Zielentscheidung vorangehen, ob weiterhin trotz vergleichsweise ungünstiger Erfolgsaussichten ein Fokus auf die Erhaltung bzw. Wiederherstellung der Feuchtwiesenbewohner gelegt werden soll.

5.2.4.2 Periodische Mahd von Brachen

Zwar sind die umfangreichen Brachflächen im Projektgebiet eine der wesentlichen Grundlagen der arten- und individuenreichen Brutvogelfauna, doch wird ihre Bedeutung bei un gelenkter weiterer Sukzession in absehbarer Zeit deutlich abnehmen. Mit zunehmender Gehölzsukzession in den Brachen werden gerade die auentypischen Vogelarten, die diese Brachen noch in teils hohen Dichten besiedeln (Feldschwirl, Sumpfrohrsänger, Rohrammer), deutlich zurückgehen.

Um die Gehölzsukzession in den Brachflächen zu begrenzen, sollte daher ein großer Teil der Brachen periodisch und abschnittsweise durch Mahd oder Mulchen auf frühe Sukzessionsstadien zurückgesetzt werden. Teilweise wäre hier – analog zur Bekämpfung von Jakobskreuzkraut oder Kanadischer Goldrute – auch über eine gezielte Bekämpfung der sich in einigen Brachen massiv ausbreitenden Brombeeren nachzudenken, da auch regelmäßiges Mulchen der Flächen deren Ausbreitung kaum wird begrenzen können. Dringend erforderlich wäre die Bekämpfung von Brombeeren aktuell in den Sukzessionsbrachen südlich der Mittelradde, wo vermutlich deren flächenhafte Ausbreitung die Hauptursache für das aktuelle Verschwinden der letzten Wiesenpieper ist.

5.2.4.3 Weitere Umwandlung von Ackerflächen

Die Umwandlung weiterer noch im Überschwemmungsbereich vorhandener Ackerflächen in extensiv genutztes Grünland erscheint mit Blick auf die auentypische Avifauna nur dann erfolgversprechend, wenn sie mit Maßnahmen zur Verbesserung des Wasserhaushalts – regelmäßige Überstauung, Flutmulden, Anlage von Auengewässern – kombiniert wird.

Sinnvoll wäre ggf. die Umwandlung von Ackerflächen auch außerhalb der Überschwemmungsbereiche, insbesondere zur Sicherung der noch vorhandenen Restvorkommen von Kiebitzen und der außerhalb des Projektgebietes liegenden Brutreviere von Großen Brachvögeln. Hier wäre allerdings eine sehr zielorientierte Etablierung extensiver Ackernutzung wahrscheinlich erfolgversprechender als die Umwandlung in Grünland.

Die Extensivierung von Ackerflächen auch außerhalb der Grenzen des Projektgebietes könnte auch dazu beitragen, den unerwünschten Nährstoffeintrag in empfindliche Vegetationsgesellschaften im Projektgebiet weiter zu begrenzen.

5.2.4.4 Optimierung vorhandener / Neuanlage von Auengewässern

Viele der im Projektgebiet vorhandenen Stillgewässer sind mit steilen Ufern und dichten umgebenden Gehölzbeständen ungünstig strukturiert. Die Entfernung der Gehölze und flachere Gestaltung der Uferbereiche würden die Möglichkeit zur Entwicklung ausgedehnterer Röhrichte und damit auch der Verbesserung der Habitate für eine ganze Reihe auentypischer Vogelarten schaffen. In den Teilberichten zu Vegetation und Amphibienfauna sind hierzu einige für solche Maßnahmen geeignete Gewässer bereits konkret vorgeschlagen.

Weiterhin sollten Flutmulden und Blänken in den großflächigen Grünlandkomplexen, ggf. auch in den großflächigen Feuchtbrachen und Röhrichten, z. B. südlich des Bleichenholter Grabens, auch neu angelegt werden, um das Habitatangebot für die betreffenden Vogelarten deutlich zu erhöhen. Es müsste jedoch durch gleichzeitige Maßnahmen zur Verbesserung des Wasserhaushalts sichergestellt sein, dass die Gewässer regelmäßig nicht bereits im Frühjahr austrocknen, wie dies in den letzten Jahren zu beobachten war.

5.2.4.5 Verbesserung des Wasserhaushalts

Optimal für die weitere Verbesserung der Auenlebensräume und ihrer typischen Avifauna wäre die Etablierung regelmäßigerer Überflutungsereignisse und Anhebung der Grundwasserstände in der Aue durch eine durchgehende oder abschnittsweise Sohl-anhebung der Hase in Verbindung mit der Anlage von Flutmulden und Auengewässern.

Alternativ zu einem so tiefgreifenden Umbau der Hase könnte zumindest in Teilbereichen der Aue eine Verbesserung des Wasserhaushalts mit Hilfe von Flutmulden und Nebengerinnen erreicht werden. Ohne eine Sohl-anhebung der Hase wäre dazu allerdings wahrscheinlich die Einrichtung von Pumpstationen erforderlich, um das Wasser aus der stark eingetieften Hase überhaupt auf das Auenniveau zu befördern.

Weniger aufwändig und leichter realisierbar dürften der Anstau oder Verschluss noch vorhandener Entwässerungsgräben in der Aue sein. Solche Maßnahmen können jedoch nur relativ kleinflächig wirken und im Zusammenhang mit offensichtlich zu großen Grundwasser-Flur-Abständen kaum zu einer großflächigen Verbesserung der Auenlebensräume beitragen.

Dennoch sollten derartige Maßnahmen wo immer möglich vorrangig realisiert werden.

5.2.4.6 Brutvogelmonitoring

In der vorliegenden Untersuchung wurden vier Probeflächen von je 20 ha mit der Methode der vollständigen Revierkartierung untersucht. Die untersuchte Fläche entspricht damit ziemlich genau einem Sechstel des Projektgebietes (ca. 480 ha).

Zwar sind die aus den Probeflächenuntersuchungen resultierenden Ergebnisse hinsichtlich des Artenspektrums, der Dominanzstrukturen der Vogelgemeinschaften und der Vollständigkeit der Zönosen verbreiteter Lebensraumtypen sicher als repräsentativ für das Gesamtgebiet anzusehen. Es fehlen jedoch aus dem Großteil des Projektgebietes weiterhin Bestandsdaten zu den im Gebiet nur vereinzelt oder selten vorkommenden Arten, da diese naturgemäß nicht zwingend in den Probeflächen repräsentiert sind.

Gerade möglichst vollständige Bestandsdaten dieser Arten wären jedoch auch zukünftig wichtig hinsichtlich der Erfolgskontrolle gezielter weiterer Maßnahmen. Dies wird eine Revierkartierung auf einem nur kleinen Teil der Fläche auch zukünftig nicht leisten können. Hinzu kommt, dass die Methode der Revierkartierung sowohl im Gelände, als auch am

Schreibtisch extrem zeit- und damit kostenintensiv bei gleichzeitig nur sehr beschränkter Aussagekraft hinsichtlich der zu verfolgenden Fragestellungen ist.

Daher wird empfohlen, zukünftige avifaunistische Erfassungen auf das gesamte Projektgebiet auszudehnen, dafür aber selektiv auf eine geeignete Auswahl der Arten zu beschränken. Denkbar wäre zum Beispiel eine Beschränkung auf die hochgradig bestandsgefährdeten Arten (Kategorien 1 und 2 der Roten Listen) sowie eine geeignete Auswahl von Arten aus den Leitartengruppen der Lebensraumtypen, auf deren Verbesserung die Maßnahmen zielen.

Nachfolgende Revierkartierungen auf einer oder maximal zwei der jetzt untersuchten Probestflächen könnten ebenfalls selektiv erfolgen, indem nur ausgewählte Arten erfasst werden, bei denen Veränderungen der Siedlungsdichten unmittelbare Aussagen zur Veränderung der auentypischen Lebensräume ermöglichen (beispielsweise eine Beschränkung auf Feldschwirl, Sumpfrohrsänger, Rohrammer, Schwarzkehlchen, Baumpieper und Neuntöter in der Probestfläche 3). Hierdurch könnten sowohl die Zahl der Begehungen, als auch der Zeitaufwand im Gelände und am Schreibtisch erheblich reduziert werden.

Ein Untersuchungsprogramm, welches solche selektive Siedlungsdichterfassungen mit einer flächendeckenden Erfassung ausgewählter Arten kombiniert, wäre insgesamt wahrscheinlich weniger zeitintensiv als der jetzt gewählte Untersuchungsansatz, würde aber gleichzeitig wesentlich größere Aussagekraft hinsichtlich der Wirksamkeit der zukünftigen Maßnahmen besitzen.

Voraussetzung wäre allerdings, dass auf die flächendeckende Verbreitung der ausgewählten Zielarten bezogen, eine Ersterfassung vor der Umsetzung weiterer Maßnahmen erfolgen müsste.

5.3 Amphibien

BEARBEITUNG: BÜRO STELZIG

5.3.1 Methoden

5.3.1.1 Auswahl der Probegewässer

Im Jahr 2003 wurden erstmals Amphibien an allen 52 Gewässern kartiert. Für die Erfolgskontrolle des E+E-Vorhabens wurde im Jahr 2017 eine Bestandsaufnahme der Amphibienpopulationen an zwölf ausgesuchten Gewässern durchgeführt, die durch Daten aus dem Jahr 2018 ergänzt wurde (vgl. Abbildung 55). Bei der Auswahl der zwölf Gewässer zur Amphibienkontrolle wurde darauf geachtet, dass zumindest einige in den Bereichen der Hase-Aue mit Maßnahmenswerpunkten der Renaturierung lagen, um später eine Einschätzung der Wirksamkeit der hier durchgeführten Maßnahmen geben zu können. Ein Schwerpunkt befand sich im nördlichen Projektgebiet im Bereich des Bleichenholter Grabens (A47, N72, N34) und der zwei wieder angeschlossenen Altarme (N10, N34). Weiterhin war der Bereich um den Altarm bei Huden von Interesse (A17, T22, A60). Im südlichen Projektgebiet, im Bereich „Hammer Schleife“, fand ein zusätzliches Renaturierungsprojekt statt, sodass auch hier Gewässer ausgesucht wurden (N13, N12, N14). Zwei weitere Gewässer liegen westlich der Hase auf einer Mähwiese (A53, T54).

Weiterhin wurde bei der Auswahl der Gewässer darauf geachtet, dass sowohl Neugewässer, teilvitalisierte Gewässer als auch Altgewässer in der Probengröße vorhanden waren. Letztendlich wurden sechs Neu-, zwei teilvitalisierte und vier Altgewässer ausgewählt.

5.3.1.2 Gewässerdokumentation

Für jedes Gewässer wurden amphibienökologisch wichtige Gewässermerkmale charakterisiert und photographisch dokumentiert. Die Auswahl der Parameter erfolgte unter Berücksichtigung der Habitatansprüche der FFH-Anhang IV-Art Moorfrosch (*Rana arvalis*) und der FFH-Anhang II-Art Kammmolch (*Triturus cristatus*), repräsentativ für andere Frosch- und Molcharten. Diese beiden Arten wurden ausgewählt, da ausführliche Informationen ihrer Habitatansprüche vorlagen (vgl. LANUV NRW 2010a, LANUV NRW 2010b) und so Parameter ermittelt werden konnten, die einen Einfluss auf das Vorkommen von Amphibien ausüben. Der Moorfrosch wurde außerdem bereits in unmittelbarer Nachbarschaft zum E+E-Gebiet nachgewiesen (vgl. UNIVERSITÄT OSNABRÜCK 2009). Für den Kammmolch wäre eine Einwanderung wünschenswert. Darüber hinaus wurde darauf geachtet, dass die aufgenommenen Parameter denen der Kartierung im Jahr 2003 entsprachen, um Rückschlüsse und Vergleiche aus den gewonnenen Daten zu ermöglichen.

Folgende Parameter wurden, soweit möglich, berücksichtigt: Art des Gewässers, Größe, Anteil Flachwasserzonen, Besonnung, Gewässertrübung, Gewässerstruktur (Ufer und Boden), Wasserflora (Deckungsgrad submerse und emerse Pflanzen), Austrocknung, Fischbesatz, Beeinträchtigungen, Landhabitate. Die Gewässerstruktur, Gewässertrübung, Flachwasserbereiche und die Beeinträchtigungen wurden entsprechend der Vorgehensweise im Jahr 2003 nach einer sechsstufigen Skala eingeteilt. Aus den erhobenen Daten wurde anschließend der allgemeine Gewässerzustand und das Entwicklungspotential für Amphibien ermittelt und in drei Stufen eingeteilt.

Kartenmaterial und Rohdaten sind im digitalen Anhang enthalten.



Abbildung 55: Lage der zwölf Untersuchungsgewässer für Amphibien.; Quelle: Auszug aus den Geobasisdaten der Niedersächsischen Vermessungs und Katasterverwaltung, © 2018, www.lgln.de.

5.3.1.3 Arterfassung an den Gewässern und Einschätzung der Populationsgrößen

Die Amphibienerfassung wurde in der Zeit vom 22.03.2017 bis 02.06.2017 und vom 04.04.2018 bis 22.05.2018 realisiert. Durch das breite Zeitfenster der Untersuchung konnten alle im Projektgebiet vorkommenden Amphibienarten standardisiert erfasst und bewertet werden. Insgesamt erfolgte die Erfassung der Amphibienpopulationen in jedem Jahr an fünf Terminen (davon zwei Fallenbegehungen, eine Nachtbegehung und zwei Sichtbeobachtungsbegehungen).

Die Untersuchungsmethode wird vorrangig nach den charakteristischen Verhaltensmustern der zu untersuchenden Arten ausgewählt (SCHLÜPMANN & KUPFER 2009) und beinhaltet Verhören, Laichballen- und Sichtzählung sowie Reusenfang.

5.3.1.4 Auswertung

Da es sich bei den am Gewässerrand gesichteten Erdkröten nach SCHLÜPMANN & KUPFER (2009) nur um ca. 7,3 % der Gesamtpopulation handelt, wird die Anzahl der Individuen auf 100 % hochgerechnet um einen Näherungswert der tatsächlichen Individuenzahl zu bekommen. Bei den Molchen wurde in der Auswertung nur die maximale Aktivitätsdichte je Art in einer der drei Fallennächte herangezogen. Zur Ermittlung der Aktivitätsdichte wurde die Anzahl der gefangenen Tiere auf die Fallennacht sowie auf die Anzahl der Reusenöffnungen bei 100 Fallenöffnungen nach folgender Formel bezogen.

$$\text{Aktivitätsdichte} = \frac{\text{Anzahl der Tiere} \times 100}{\text{Anzahl der Reusenöffnungen} \times \text{Fallennacht}}$$

Die gezählten Laichballen vom Grasfrosch bzw. deren pro m² geschätzte Anzahl wird mit dem Faktor 2,5 multipliziert um anhand der Geschlechterverhältnisse auf die tatsächliche Größe der Grasfroschpopulation zu schließen. Um von den rufenden Wasserfröschen näherungsweise auf die tatsächliche Populationsgröße zu schließen, wurde gemäß der Voruntersuchung im Jahr 2003 die Ruferanzahl mit dem Faktor 3 multipliziert. Um die Daten besser vergleichen zu können, erfolgte die Populationsgrößen-Klassifizierung in Form der Einteilung des Jahres 2003 und wurde um die Größenklasse der Teichmolchpopulation ergänzt (vgl. Tabelle 32).

Tabelle 32: Sechsstufige Einteilung der Amphibienarten in Populationsgrößenklassen.

Art	Populationsgrößenklassen					
	1	2	3	4	5	6
Erdkröte	1-20	21-100	101-500	501-1000	1001-2000	>2000
Grasfrosch	1-7	8-50	51-100	101-250	251-500	>500
Wasserfrosch-Komplex	1-2	3-10	11-20	21-60	61-100	>100
Teichmolch	1-2	3-10	11-20	21-60	61-100	>100

5.3.2 Ergebnisse

5.3.2.1 Arten und Populationsgrößen

In den beiden Untersuchungsjahren 2017 und 2018 konnten mit der Erdkröte, dem Grasfrosch, dem Wasserfrosch-Komplex (hier höchst wahrscheinlich nur Teichfrosch) und dem

Teichmolch vier Amphibienarten im Projektgebiet festgestellt werden. Die häufigste Art war die Erdkröte, die an 83,3 % der Gewässer nachgewiesen werden konnte. Danach folgten der Grasfrosch mit einer Stetigkeit von 75 %, der Wasserfrosch-Komplex mit einer Stetigkeit von 66,7 % und schließlich der Teichmolch, welcher nur an fünf der untersuchten Gewässer vorkam (vgl. Tabelle 33 u. Abbildung 56). Mit dem Teichmolch konnte zudem eine seit den vorangegangenen Untersuchungen (1999-2003) neu in das Projektgebiet eingewanderte Art festgestellt werden.

Bis auf das Gewässer N10 konnte an allen untersuchten Gewässern ein Amphibienvorkommen erfasst werden.

Tabelle 33: Populationsgrößenklassen der festgestellten Arten je Gewässer im Untersuchungsgebiet in den Jahren 2003 und 2017/18.

Art	2003											
	A 17	A 47	A 53	A 60	T 22	T 54	N 10	N 12	N 13	N 14	N 34	N 72
Grasfrosch			2	3	1	1	1		2		4	4
Erdkröte			3		3	3						5
Wasserfrosch-Komplex		1	1	1	2		3				3	3
Teichmolch												
	2017/2018											
	A 17	A 47	A 53	A 60	T 22	T 54	N 10	N 12	N 13	N 14	N 34	N 72
Grasfrosch	1	4	4	6	1				6	2	2	4
Erdkröte	2	2	2	3	2	2		2		2	3	1
Wasserfrosch-Komplex	6	6	6	6		5		6		6	4	
Teichmolch		4	3	2					3			2

Insgesamt nahmen die Populationsgrößenklassen und damit die Individuenzahlen aller Arten im Vergleich zum Jahr 2003 zu (vgl. Tabelle 33). Der größte Zuwachs war dabei bei den Wasserfröschen (hier Teichfrosch) und dem neu eingewanderten Teichmolch zu verzeichnen.

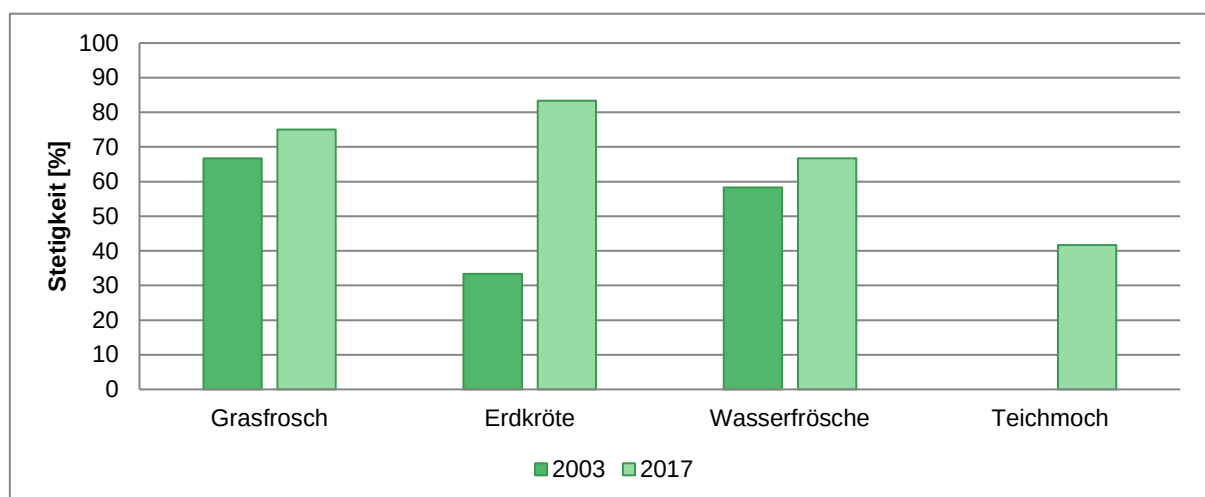


Abbildung 56: Stetigkeit der erfassten Arten in den Jahren 2003 und 2017/ 2018.

Neben dem allgemeinen Wachstum der Amphibienpopulation, haben sich die Arten im Vergleich zum Jahr 2003 auch weiter ausgebreitet (vgl. Abbildung 56). Hier ist vor allem die Erdkröte zu nennen, welche ihre Laichhabitats von vier Gewässern im Jahr 2003 auf zehn Gewässer in den Jahren 2017/18 ausgeweitet hat (vgl. Abbildung 56). Dabei wurden sowohl Altgewässer als auch Neugewässer erschlossen. Auch die Neubesiedlung durch den Teichmolch erfolgte sowohl an alten als auch an neu angelegten Gewässern, wobei die höchste Aktivitätsdichte am Altgewässer A47 erreicht wurde.

Die Gewässer A17, A47, N12 und N14, die früher keine oder eine nur sehr kleine Amphibi-populationen beherbergten, sind heute Lebensraum mehrerer Arten in teils hohen Dichten.

5.3.2.2 Gewässer

Amphibien sind sowohl von aquatischem als auch von terrestrischem Lebensraum abhängig. Der Schwerpunkt der Untersuchung lag hier jedoch aus Zeitgründen auf den Wasserlebensräumen. Eine genauere Beschreibung der Gewässer sowie eine kurze Darstellung der umgebenden Landlebensräume sind in den Gewässerbögen im Anhang zu finden. Zur besseren Evaluierung der Renaturierung an der Hase wurden Altgewässer und neu- und teilvitalisierte Gewässer und deren Charakteristik miteinander verglichen.

Insgesamt sind keine großen Unterschiede in Struktur und Trübung zwischen Altgewässern und den neu- und teilvitalisierten Gewässern erkennbar. Aufgrund der großen Streuung der Daten innerhalb der Gruppen ist es zudem schwierig allgemeine Aussagen zu treffen. Es können einzig Tendenzen aufgezeigt werden.

Die Altgewässer sind als etwas strukturreicher einzuschätzen als die neu- und teilvitalisierten Gewässer. Die beiden Probegewässer N14 und N10 wurden beispielsweise erst im Jahr 2000 angelegt und stellen aufgrund ihrer monotonen Uferbereiche und der geringen Tiefenvarianz die strukturärmsten Gewässer im Untersuchungsgebiet dar. Als strukturreich können dagegen die Gewässer N72, T54 und A47 angesehen werden (siehe Gewässerbögen im digitalen Anhang). Im gesamten Projektgebiet konnte keine übermäßige Gewässertrübung festgestellt werden.

Die Flachwasserbereiche der neu- und teilvitalisierten Gewässer sind im Allgemeinen als ausgeprägter zu bewerten als die der Altgewässer. Die Probegewässer T54 und N13 mit ihren durchgehenden Flachwasserzonen sind dabei besonders hervorzuheben.

Die Gesamtbeurteilung von Einflüssen, die sich negativ auf die Vorkommen und die Entwicklung von Amphibienbeständen auswirken (fehlende Strukturen, Prädation...), fällt bei den Altgewässern positiver aus als bei den neuen und teilvitalisierten. Bei 66,7 % aller Gewässer werden die Beeinträchtigungen als unerheblich oder kompensierbar eingeschätzt, während 33,3% als erheblich (8,3 %) oder auf Dauer nicht kompensierbar (25 %) eingestuft wurden.

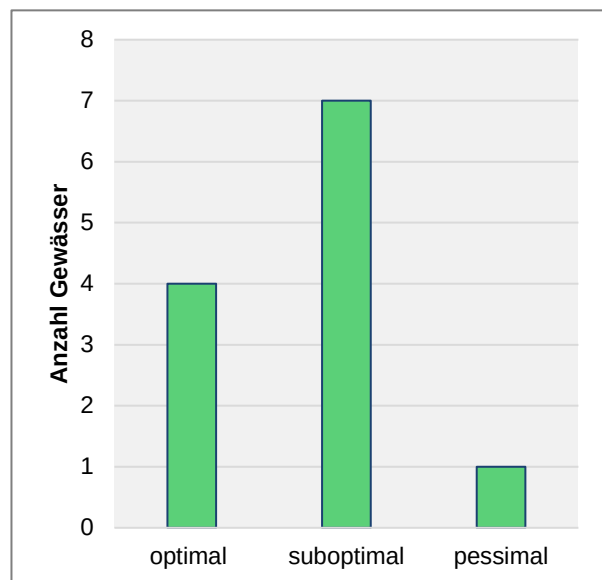


Abbildung 57: Gesamtzustand der Gewässer im Untersuchungsgebiet.

Neben struktureller Beeinträchtigung, Wasserregime und Beschattung spielt auch das Fischvorkommen eine wichtige Rolle für die Eignung des Gewässers als Laichhabitat. In elf der zwölf untersuchten Gewässer konnten im Zuge der Reusenbegehungen Fische festgestellt werden (vgl. Gewässerbögen im Anhang). Einzig das Gewässer A60 konnte im Untersuchungszeitraum als fischfrei identifiziert werden. Im Untersuchungsgebiet wurden in und an Gewässern außerdem Nutrias und Bisamratten beobachtet. Auch Spuren des Waschbärs wurden gefunden.

Bei der Gesamtbewertung des Gewässerzustandes konnten vier Gewässer als optimal, sieben als suboptimal und eines als pessimal eingestuft werden (vgl. Abbildung 57).

5.3.3 Diskussion

Die Erdkröte (*Bufo bufo*) ist sowohl im Untersuchungsgebiet als auch in Deutschland die verbreitetste und meist auch häufigste Amphibienart (GÜNTHER 1995). Während die Art im Jahr 2003 nur an vier der zwölf untersuchten Gewässer nachgewiesen wurde, konnte sie im Jahr 2017/18 bereits an zehn Laichgewässern erfasst werden. Eine Neubesiedlung erfolgt bei Erdkröten meist nur langsam und von wenigen Tieren, weshalb dieser Trend wahrscheinlich noch auf die Neuanlage und Teilvitalisierung einiger Gewässer zurückzuführen ist (KARCH 2018, FROSCHNETZ 2018).

Aufgrund ihrer hohen Anpassungsfähigkeit besiedelt die Art ein breites Spektrum an Laichgewässern (einschließlich Fischteichen). Sie nutzt vor allem Laub- und Mischwälder im Sommer und Winter als Landhabitat (GLANDT 2015, GÜNTHER 1995). Im Projektgebiet sind die Gewässer untereinander sowie mit potentiellen Landhabitaten größtenteils gut vernetzt. Die Extensivierung der Landwirtschaft im Zuge der Renaturierung im Projektgebiet stellt zudem einen wichtigen Beitrag zur Förderung der Ausbreitung der Art durch Herabsenken der Mortalität durch mechanische Bearbeitung und durch Schadstoffe (Düngung, Pestizide) dar.

Das Vorhandensein von Fischen und Erdkröten in vielen Gewässern im Untersuchungsgebiet schließt sich nicht aus. Die Larven von *Bufo bufo* bilden große Schwärme und sind aufgrund eines Bufotoxins für Fische ungenießbar (MANTEIFEL & RESHETNIKOV 2002). Fische könnten zudem einen positiven Einfluss auf die Art haben, da sie Larven prädieierende Wirbellose dezimieren (SMITH et al. 1999). Zusätzlich führt ihr frühes, explosives Laichverhalten zu einem hohen Reproduktionserfolg (READING & CLARC 1983).

Die Erdkrötenpopulation kann als stabil angesehen werden. Es besteht jedoch noch ein Entwicklungsspielraum zur weiteren Ausbreitung und zum Wachstum verschiedener Teilpopulationen, weshalb mit einem positiven Trend für die Erdkrötenbestände zu rechnen ist.

Auch der Grasfrosch (*Rana temporaria*) gilt ähnlich der Erdkröte als flächendeckend verbreitet und ist meist häufig. Er laicht in unterschiedlichsten stehenden und langsam fließenden Gewässern in bevorzugt kühl-feuchten Bereichen. Das explosive Laichverhalten von Erdkröte und Grasfrosch führt meist zu einem hohen Reproduktionserfolg. In manchen Gebieten sind jedoch teils starke Bestandsrückgänge des Grasfrosches zu verzeichnen. Gründe hierfür sind Lebensraumzerstörung, häufige Gewässer- und Böschungsunterhaltung, Straßentod, Fischbesatz und die Anwendung bestimmter Pestizide (GLANDT 2015). Im Untersuchungsgebiet kam die Art an neun der zwölf untersuchten Gewässer vor. Im Vergleich zum Jahr 2003 wurden zwar drei Gewässer neu besiedelt, zwei Gewässer (T54 und N10) mit einer jeweils kleinen Population wurden jedoch nicht mehr zur Reproduktion genutzt. Das Gewässer T54 scheint strukturell grundsätzlich geeignet und die Gründe für das zweijährige Ausbleiben einer Laichgesellschaft sind unklar. Da am nahe gelegenen Gewässer A53

jedoch eine größere Population zu finden war, ist eine Wiederbesiedlung wahrscheinlich. Am stark beschatteten Gewässer N10 wären dagegen Maßnahmen notwendig um den Ansprüchen der Art wieder gerecht zu werden (GÜNTHER 1995). Die zwei größten Grasfroschvorkommen waren an den Gewässern A60 und N13 vorzufinden. Am Gewässer A60 wurden überwiegend die neu geschaffenen, besonnten Flachwasserbereiche am Nordufer zur Laichablage genutzt. Dies war mit hoher Wahrscheinlichkeit ein wichtiger Faktor für das starke Wachstum der Population. Am Gewässer N13 dienten die Flachwasserbereiche im Süden zur Laichablage, da die übrigen Ufer bereits dicht mit Weiden bewachsen und beschattet waren. Zudem besteht hier selbst für diese sich früh entwickelnde Art aufgrund der geringen Wassertiefe die Gefahr einer zu frühen Austrocknung, sodass an diesem Standort eine ausreichende Larvalentwicklung in trockenen Jahren nicht gewährleistet werden kann.

Die Überwinterung findet beim überwiegenden Anteil der Grasfrösche am Grund von Gewässern statt. Dabei handelt es sich meist um tiefere Gewässer, die nicht durchfrieren und oft auch um Fließgewässer, in welchen zudem eine ausreichende Sauerstoffzufuhr gewährleistet ist (GÜNTHER 1995). Durch die Neuanlage von Stillgewässern im Zuge der Renaturierung sowie in den vorhandenen Fließgewässern und Gräben sind flächendeckend ausreichend Winterlebensräume für die Art vorhanden. Im Sommer halten sich die Tiere vor allem in dichter Kraut- und Grasvegetation auf. Die Extensivierung der Grünländer im Untersuchungsgebiet und die damit verbundene niedrige Mahdfrequenz und das Ausbleiben von Schadstoffen sind ein wichtiger Beitrag zum Schutz der Tiere in ihrem Landhabitat. Am Ufer mancher Gewässer (z.B.: A17, T54, N14) könnten jedoch durch eine breitere, von Mahd und Beweidung ausgesparte Pufferzone mehr Lebensräume im direkten Gewässerumfeld geschaffen werden.

Auf das Vorhandensein von Fischen in den meisten der untersuchten Gewässer reagiert der Grasfrosch ähnlich der Erdkröte eher weniger sensibel als andere Arten. Er besiedelt Fischteiche, selbst wenn der Besatz der Teiche und die Larvenprädation sehr hoch sind. Erklärbar ist dies wohl mit dem explosiven Laichverhalten der Art und der daraus resultierenden Überschusspopulation (GÜNTHER 1995).

Der Wasserfrosch-Komplex ist im Untersuchungsgebiet größtenteils durch den Teichfrosch (*Pelophylax „esculentus“*) vertreten, welcher als Hybridform aus Kleinem Wasserfrosch (*Pelophylax lessonae*) und dem Seefrosch (*Pelophylax ridibundus*) hervorgegangen ist. Auch diese Art ist innerhalb ihrer Arealgrenzen weit verbreitet und an den unterschiedlichsten Gewässern, vom langsam fließenden Bach bis zum Betonbecken, anzutreffen. Der Artenkomplex (*Pelophylax esculentus*-kl.) war an 67% der Gewässer vertreten und hat somit ebenfalls einen leicht positiven Trend erfahren (58% im Jahr 2003). Auffälliger ist hier jedoch das immense Populationswachstum von überwiegend kleinen Populationen im Jahr 2003 zu großen Populationen im Jahr 2017. Diese positive Entwicklung ist zum einen auf die Neuanlage und Teilvitalisierung von Gewässern und zum anderen auf die weite ökologische Amplitude des Artkomplexes (insbesondere des Teichfroschs) zurückzuführen (GÜNTHER 1995). Die Larven von *Pelophylax esculentus* sind zudem die zweitgrößten der heimischen Amphibien, weshalb sie von Fischen möglicherweise ebenfalls eher gemieden werden (DORN & BRANDL 1991, HECNAR & M'CLOSKEY 1997). Der Teichfrosch lebt im Gegensatz zu anderen Amphibienarten den größten Teil des Jahres am Gewässer. Bevorzugt werden hier permanente, kleinere Gewässer mit weniger dichtem vertikalem Pflanzenwuchs (GÜNTHER 1995). Eine Zunahme der Gewässervegetation (bzw. mehr Flachwasserbereiche) und das Auflichten einiger Gewässer (T22, N10, N12, N34) würde zur weiteren Förderung der Art beitragen. Bewachsene Ufer mit Schlamminseln, Seggenbulten und Binsen nutzen die Tiere tagsüber, um sich zu sonnen, auf Nahrung zu lauern und sich zu verstecken (GÜNTHER 1995). Um solche Strukturen zu etablieren sollte an manchen Gewässern (bspw. A17, N13, N14) die Mahd-

bzw. Weidenutzung eingeschränkt werden um das Aufwachsen eines Saumes zu ermöglichen. Insbesondere die Jungtiere erkunden nach der Metamorphose die Umgebung und besiedeln dabei neue Habitate. Die Unzerschnittenheit und größtenteils extensiv genutzte Umgebung der Gewässer fördert dabei auch die Ausbreitung dieser Art innerhalb des Projektgebiets (GÜNTHER 1995).

Der Teichmolch (*Lissotriton vulgaris*) stellt im Untersuchungsgebiet den einzigen Vertreter der Schwanzlurche dar. Er ist von Meeresspiegelhöhe bis in Gebirgslagen weit verbreitet und nutzt sowohl stehende als auch langsam fließende Gewässer als Laichhabitat. Dabei werden kleinere, sonnenexponierte und vegetationsreiche Gewässer mit Flachwasserzonen bevorzugt. Im Rahmen dieser Untersuchung wurde die Art im Projektgebiet zum ersten Mal und an fünf der zwölf Gewässer festgestellt. Ein Besiedlungspotential durch den Teichmolch wurde bereits im Amphibienbericht zur Hase-Renaturierung aus dem Jahr 2010 prognostiziert (UNI OSNABRÜCK 2009). Neben den bestehenden Laichgewässern A47, A53, A60, N13 und N72 sind im Projektgebiet mit den Gewässern A17 und T54 nur zwei weitere Gewässer vorhanden, welche den Ansprüchen der Art im derzeitigen Zustand genügen könnten. Eine weitere Ausbreitung der Art ist somit durchaus möglich aber begrenzt. Maßnahmen zur Habitatoptimierung sind sowohl an diesen als auch an den bisher eher ungeeigneten Gewässern wünschenswert bzw. notwendig. Vegetation als Versteckmöglichkeit, Blätter zur Eiablage und hohe Wassertemperaturen sind wichtige Faktoren bei der Habitatwahl der Art. Die zu starke Beschattung der Gewässer T22, N10 und N34 und eine mangelnde Gewässervegetation an A53 und N14 dürften deshalb die limitierenden Habitateigenschaften darstellen, weshalb sich hier nur geringe Abundanzen ausbilden können oder eine Etablierung der Art unwahrscheinlich ist. Teichmolche überwintern zum Großteil an Land, vor allem unter Totholz und Steinen in der näheren Gewässerumgebung. Etwa 10% verbleiben im Winter regelmäßig im Gewässer, weshalb die Gewässer stellenweise tiefer als 1 Meter sein sollten, um eine frostfreie Überwinterung zu ermöglichen (GLANDT 1980). Bis auf das Gewässer N14 sind geeignete Strukturen als Winterhabitat weitestgehend überall vorhanden. In fischreichen Gewässern ist ein Vorkommen des Teichmolchs nur im Falle von ausreichend Vegetation und Flachwasserbereichen als Rückzugsort und Versteckmöglichkeit möglich (GÜNTHER 1995).

Im Allgemeinen ist eine hohe Strukturvielfalt an den Teichen wichtig, um vielen Arten einen geeigneten Lebensraum zu bieten. Durch ein heterogenes Ufer werden vielfältige Standortbedingungen geschaffen, die den unterschiedlichen Habitatansprüchen der Amphibien genügen (SEMLITSCH 2002). Flache Gewässerbereiche mit submerser und emerser Vegetation bieten den Amphibien Schutz vor Prädation, da Fische diese größtenteils meiden (BARUS 2001). Außerdem erwärmt sich das flache Wasser schnell und gewährleistet eine optimale Larvalentwicklung (SHULSE et al. 2012). Die Pflanzen stellen zudem geeignete Strukturen zum Anheften von Laichballen und Laichschnüren dar und fördern die Abundanz der benthischen Fauna als Nahrungsquelle einiger Amphibien (HARTEL 2004, HARTEL 2007, TóTH et al. 2011). Die Vegetation dient zusätzlich als Versteckmöglichkeit für Larven und Imagines und wird von den Männchen einiger Arten als Rufwarte genutzt (HECNAR & M'CLOSKEY 1997, SHULSE 2012). TARR & BABITT (2002) fanden heraus, dass die Überlebensraten der Larven des Schreifroschs (*Rana clamitans*) signifikant mit der Dichte der Wasserpflanzen zusammenhängt. Auch eine flache Uferneigung begünstigt das Amphibienvorkommen am Gewässer. Ein steiles Ufer stellt für viele Amphibien eine Barriere dar, welche die Teiche unzugänglich macht oder ihr Verlassen erschwert. Sie verlieren somit ihre Attraktivität als Laichgewässer. Eine übermäßige Wassertrübung hat nicht nur negative Auswirkungen auf die Entwicklung der Amphibienlarven, sondern bewirkt auch eine Verarmung der wichtigen Makrophyten im Teich (ZAMBRANO et al. 2001).

Auch der invasive Waschbär konnte an Gewässern (z.B.: A47) aufgrund von Fraßbildern und

Trittsiegeln mit hoher Wahrscheinlichkeit als Prädator der Amphibien identifiziert werden. Neben einer Vielzahl anderer potentieller Fressfeinde sind die Schäden durch die Art bei größeren Populationen von Erdkröte und Wasserfrosch-Komplex wohl eher vernachlässigbar. Einer Etablierung einwandernder Arten wie Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus*) oder Moorfrosch (*Rana arvalis*), welche zunächst geringe Abundanzen aufweisen, könnte die Anwesenheit des Waschbären jedoch hinderlich sein. In mehreren Gebieten konnten bereits starke Bestandsrückgänge und das Auslöschen von Populationen des Grasfrosches, der Erdkröte, der Geburtshelferkröte, der Kreuzkröte und der Gelbbauchunke aufgrund von Fraß an Laich und adulten Tieren durch den Waschbären dokumentiert werden (MICHLER 2017, NEHRING 2018, HERPETOFAUNA NRW 2018).

Die Anwesenheit der invasiven Arten Bisam und Nutria wirkt sich im Vergleich zum prädie-renden Waschbären indirekt negativ auf die Amphibienpopulation aus. Durch deren Dezimie-rung der für die Amphibien relevanten emersen und submersen Vegetation gehen relevante Lebensraumstrukturen als Laich- und Versteckmöglichkeiten verloren (VOSSMEYER et al. 2016). Eine großflächige Regulierung beider Arten wäre wünschenswert.

Für die meisten Amphibienarten konnte belegt werden, dass sie signifikant seltener in Fisch-gewässern vorkommen (LAUFER & WOLLENZIN 2011). In unseren Breiten erwiesen sich der Kammolch und der Laubfrosch als besonders empfindlich gegenüber der Anwesenheit von Fischen im Laichgewässer. Eine Einwanderung und Etablierung beider Arten ist somit allein schon durch den Fischbesatz eher unwahrscheinlich. Das Abfischen ist bei Gewässern mit besonders hoher Fischdichte notwendig, ansonsten kann der Prädation durch Fische jedoch auch durch eine Habitatoptimierung in Form einer Anlage von Flachwasserzonen und durch das dortige Aufwachsen von Makrophyten begegnet werden.

5.3.4 Empfohlene Maßnahmen

Im Allgemeinen kann sich eine artenreiche Amphibienpopulation nur etablieren, wenn die entsprechenden Gewässerstrukturen gewährleistet sind (BARTHELMES et al. 1998). Die wichtigste Maßnahme ist es dabei, natürliche Uferstrukturen zu erhalten oder diese bei stark be-einträchtigten Gewässern baulich zu entwickeln. Besonnte Verlandungsbereiche mit Flach-wasserzonen und einem Bewuchs emerser und submerser Vegetation stellen dabei die Re-ferenz dar. Die Entwicklung der Vegetation kann an den abgeflachten Ufern meist schon durch eine natürliche Sukzession erreicht werden. Auch eine regelmäßige Pflege ist unum-gänglich. Es gilt dabei verschiedene Sukzessionsstadien und so eine hohe Vielfalt an Struk-turen zu erhalten (HAMER & PARRIS 2011). Je höher die Diversität der aquatischen Habitate und der Mikrotopographie, desto mehr Arten kann ein geeigneter Larvallebensraum geboten werden (SEMLITSCH 2002).

Da im Projektgebiet vielerorts Fraßschäden von Nutria und Bisam erkennbar sind und diese den Aufwuchs der Pflanzen verhindern, muss zudem über einen strikteren Umgang zur Re-gulierung der invasiven Arten nachgedacht werden (HELM & PIER 2018, SCHEIBNER et al. 2015). Auch die Ausbreitung und Vermehrung des invasiven Waschbärs sollte im Untersu-chungsgebiet durch die von SCHEIBNER et al. (2015) empfohlenen Maßnahmen reguliert wer-den.

Bei der Gewässerpflege sollte darauf geachtet werden, dass die Sohl- und Uferstrukturen abschnittsweise erhalten bleiben. Bei der Mahd ist zudem ein ausreichender Sicherheitsab-stand zum Boden von mindestens zehn Zentimetern einzuhalten. Außerdem ist der Zeitraum der Pflege von großer Bedeutung. Diese ist am besten im Spätsommer und Herbst

durchzuführen. Falls eine Räumung der Sohle notwendig sein sollte, muss diese möglichst zwischen September und Oktober erfolgen, um die Winterruhephasen der Amphibien zu beachten und Arten wie Grasfrosch und Teichfrosch nicht bedeutend zu dezimieren.

Fische haben einen bedeutenden Einfluss auf die Amphibienfauna. Die Gewässer sollten erneut auf deren Fischvorkommen untersucht werden. In Gewässern mit besonders hoher Fischdichte sollten diese entnommen werden. In weniger fischreichen Gewässern sollten Maßnahmen zur Habitatoptimierung erfolgen, um den Amphibien Versteck- und Rückzugsmöglichkeiten zu schaffen.

Eine Auflistung gewässerspezifischer Maßnahmen zur amphibienökologischen Aufwertung findet sich in den Gewässerbögen im Anhang.

5.4 Odonata (Libellen)

BEARBEITUNG: BÜRO STELZIG

5.4.1 Methoden

5.4.1.1 Auswahl der Probegewässer

Insgesamt wurden an zehn Gewässerabschnitten im Projektgebiet Libellenkartierungen durchgeführt. Bei der Auswahl der Gewässerabschnitte spielten unterschiedliche Faktoren eine Rolle:

1. Gebiete, in denen Maßnahmenschwerpunkte des Vorhabens liegen, sollten besonders berücksichtigt werden.
2. Es sollten sowohl Stillgewässer als auch Fließgewässerabschnitte beprobt werden, um ein möglichst vollständiges Artenspektrum der Libellen innerhalb des Projektgebietes zu erhalten.
3. Sowohl bei den Fließ- als auch bei den Stillgewässern sollten möglichst alle vorhandenen Kategorien (Stillgewässer: Neugewässer, teilvitalisierte Gewässer, Altgewässer; Fließgewässer: Bach, Graben, angeschlossener Altarm, neu entstandener Altarm) in den Probe Flächen berücksichtigt werden.

Neben den oben aufgeführten, methodischen Auswahlkriterien wurde zudem die Struktur des Gewässers berücksichtigt. Hierzu wurde im August 2016 und im November 2018 eine Begutachtung der Gewässer und der umgebenden Strukturen durchgeführt. Besonderes Augenmerk war dabei auf Wasserpflanzen und die Ufervegetation gerichtet, da beide Vegetationstypen in der Entwicklung vieler Libellenarten eine entscheidende Rolle spielen (STERNBERG & BUCHWALD 1999, DIJKSTRA & LEWINGTON 2010). Aus diesem Grund wurden wenig strukturreiche Gewässer für die Beprobung ausgeschlossen.

Kartenmaterial und Rohdaten sind im digitalen Anhang enthalten.

5.4.1.2 Arterfassung

Die Erfassung der bodenständigen Libellenfauna innerhalb des Projektgebietes erfolgte hauptsächlich über die Suche und Bestimmung der Exuvien. Nach dem Sammeln im Gelände wurde anschließend die Artbestimmung mit Hilfe des Binokulars durchgeführt. Zur

Bestimmung der Arten wurde die einschlägige Literatur herangezogen (z.B. GERKEN et al. 1999).

Exuvien zeigen neben der Bodenständigkeit der jeweiligen Libellenart auf Grund ihrer relativ langen Lebensdauer innerhalb des Gewässers auch die Qualität eines Gewässers besser an als es die Imagines tun. In der vorliegenden Untersuchung steht demnach die Exuvienkartierung im Mittelpunkt.

Um die Untersuchung vergleichbar zu machen, wird eine standardisierte Methode gewählt: Bei der vorliegenden Untersuchung werden pro Gewässer jeweils 10 x 1 m² große Uferbereiche nach Exuvien abgesucht. Hierbei wurden sowohl die Pflanzen im Gewässer als auch am Übergang zum Land und am Ufer in die Untersuchung einbezogen.

Ergänzend zur Exuviensuche wurden an jedem Gewässer ca. 15 Minuten lang Imagines per Kescher gefangen und mit Hilfe von Bestimmungsliteratur (z.B. DIJKSTRA & LEWINGTON 2010) im Gelände bestimmt. Zusätzlich wurden Verhaltensbeobachtungen wie Paarungsräder und Eiablagen notiert, da diese als Reproduktionsnachweis und als Indiz der Bodenständigkeit einer Art dienen.

Um die gesamte Libellenfauna abzudecken, wurden in den Jahren 2017 und 2018 jeweils sechs Durchgänge zwischen Mai und September durchgeführt, um sowohl früh als auch spät fliegende Arten zu erfassen.

5.4.1.3 Statistische Auswertung

Zur Auswertung der Individuenzahlen (Exuvien/m²) wurde jeweils die höchste Anzahl an Exuvien jeder Art aus allen Kartierungsdurchgängen beider Jahre verwendet. Dies geschieht, da die verschiedenen Arten zu unterschiedlichen Zeitpunkten ihre maximalen Individuendichten erreichen. Auch die Ergebnisse der Kescherfänge wurden in dieser Form aus allen Durchgängen zusammengefasst, um das tatsächliche Artenspektrum eines Gewässers so genau wie möglich darstellen zu können. Exuvienfunde wurden in der Auswertung als Nachweis der Bodenständigkeit einer Art an einem Gewässer gewertet. Durch Verhaltensbeobachtungen wie Paarung und Eiablage während der Kescherfänge konnten die Daten um den Verdacht auf Bodenständigkeit ergänzt werden.

Zudem wurde eine Einteilung der Libellen nach Lebensräumen (z.B. Fließ- und Stillgewässerarten) vorgenommen sowie der Schutzstatus der Arten ermittelt (Rote Liste Deutschland nach OTT et. al 2015 und Rote Liste Niedersachsen nach ALTMÜLLER & CLAUSNITZER 2007) und in die Auswertung mit einbezogen.

5.4.2 Ergebnisse

In beiden Jahren der Erfassung wurden an den Probegewässern im Projektgebiet insgesamt 33 Libellenarten festgestellt (vgl. Tabelle 34). Davon kamen 29 Arten fliegend an den Gewässern vor und 20 Arten konnten in Form von Exuvien nachgewiesen werden. Durch das zusätzliche Beobachten von Bodenständigkeit anzeigendem Verhalten (bspw. Eiablage) wurde für 23 Arten ein Reproduktionsnachweis an den untersuchten Gewässern im Projektgebiet erbracht. Die Anzahl der an den einzelnen Untersuchungsgewässern maximal erfassten Arten schwankte zwischen 22 (A47) und 8 (N13 und angeschlossener Altarm).

Tabelle 34: Libellenarten im Projektgebiet anhand von Exuvienfunden und Kescherfängen in den Jahren 2017 und 2018 und deren Gefährdungsstatus. ○ = Imagines, ● = Exuvie, ◐ = Exuvie + Imagines, ■ = Bodenständigkeit anzeigendes Verhalten; 1 = vom Aussterben bedroht; 2 = stark gefährdet; 3 = gefährdet; V = Vorwarnliste; R = extrem selten

	Gewässer										Gefährdungsstatus	
	A47	N72	A32	T54	A53	N13	nA	SG	aA	BG	RL-BRD	RL-NDS
Zygoptera												
<i>Calopteryx splendens</i>	○		○	○	○	○	○	○	○	○		
<i>Calopteryx virgo</i>							●		●			3
<i>Chalcolestes viridis</i>	○	●	○	●	○	○	○	●	○	○		
<i>Lestes dryas</i>		○									3	V
<i>Lestes sponsa</i>				○	○							
<i>Coenagrion mercuriale</i>	○										2	1
<i>Coenagrion puella</i>	●	○	●	●	●	○	●	●	●			
<i>Enallagma cyathigerum</i>	○	○		●	○			○				
<i>Erythromma lindenii</i>				●								
<i>Erythromma najas</i>	○		○	●	●		○	○	○	●		
<i>Erythromma viridulum</i>			○	●	○			○				
<i>Ischnura elegans</i>	●	○	●	●	●	○	●	○	●	○		
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	●	○		○	○			●				
<i>Platycnemis pennipes</i>	○	○	○	○	○	○	●		●	○		
Anisoptera												
<i>Aeshna affinis</i>			○					○				R
<i>Aeshna cyanea</i>	●	●						○		○		
<i>Aeshna grandis</i>	○	○										
<i>Aeshna mixta</i>	○											
<i>Anax imperator</i>	●	○	○	●	○	○	○	○				
<i>Anax parthenope</i>		●										R
<i>Gomphus vulgatissimus</i>										○	V	V
<i>Cordulia aenea</i>	○		●	○	●					○		
<i>Crocothemis erythraea</i>				●								
<i>Leucorrhinia pectoralis</i>	○										3	2
<i>Libellula depressa</i>	○	●	○	●	○	○		○		●		
<i>Libellula quadrimaculata</i>	○	○		○	○	○		○				
<i>Orthetrum cancellatum</i>	○	○	○	●	●		●	○	○			
<i>Sympetrum danae</i>		○						○				
<i>Sympetrum flaveolum</i>	○										3	
<i>Sympetrum pedemontanum</i>								○			2	
<i>Sympetrum sanguineum</i>	●	●	○	●	●		○	○				
<i>Sympetrum striolatum</i>	●	●	○	●	○			○		○		
<i>Sympetrum vulgatum</i>	●			●				○				
Artenzahl gesamt	22	17	14	20	17	8	10	19	8	9	6	7
Artenzahl nicht bodenständig	10	8	11	5	9	6	3	13	3	5	5	4
Artenzahl bodenständig	12	9	3	15	8	2	7	6	5	4	1	3

Sowohl im Jahr 2017 als auch im Jahr 2018 konnten bei der ersten Geländebegehung aufgrund noch ungeeigneter Witterungsbedingungen keine Libellen kartiert werden. Das Gewässer N13 ist in beiden Jahren trockengefallen und konnte 2017 ab Juli und 2018 schon ab Juni nicht mehr beprobt werden. Zudem war aufgrund der langanhaltenden Trockenperiode im Sommer 2018 das Gewässer A47 ausgetrocknet und viele weitere Gewässer wiesen einen nur geringen Wasserstand auf. Am 28.08.2017 konnten am Sautmannshausener Graben zudem keine Exuvien gefunden werden, da kurz zuvor die Ufervegetation gemäht wurde.

Die maximale Anzahl der sich an den Untersuchungsgewässern reproduzierenden Arten schwankte zwischen 2 (N13) und 15 (T54). Die meisten autochthonen Arten konnte an den Gewässern T54, A47, und N72 nachgewiesen werden. Neben diesen dreien wiesen besonders auch der Sautmannshausener Graben und das Gewässer A53 eine hohe Artenzahl anfliegenden Individuen auf. Die mit Abstand höchste Dichte an Exuvien wurde am Gewässer T54 mit 118 Exuvien auf 10 m² erreicht (vgl. Abbildung 58). Die an diesem Gewässer häufigste Art war *Erythromma najas* mit 36 Exuvien/10 m². Am Gewässer N13, am Sautmannshausener Graben und am Bleichenholter Graben konnten in beiden Jahren nur wenige (< 3 Exuvien/10 m²) oder gar keine Exuvien gefunden werden.

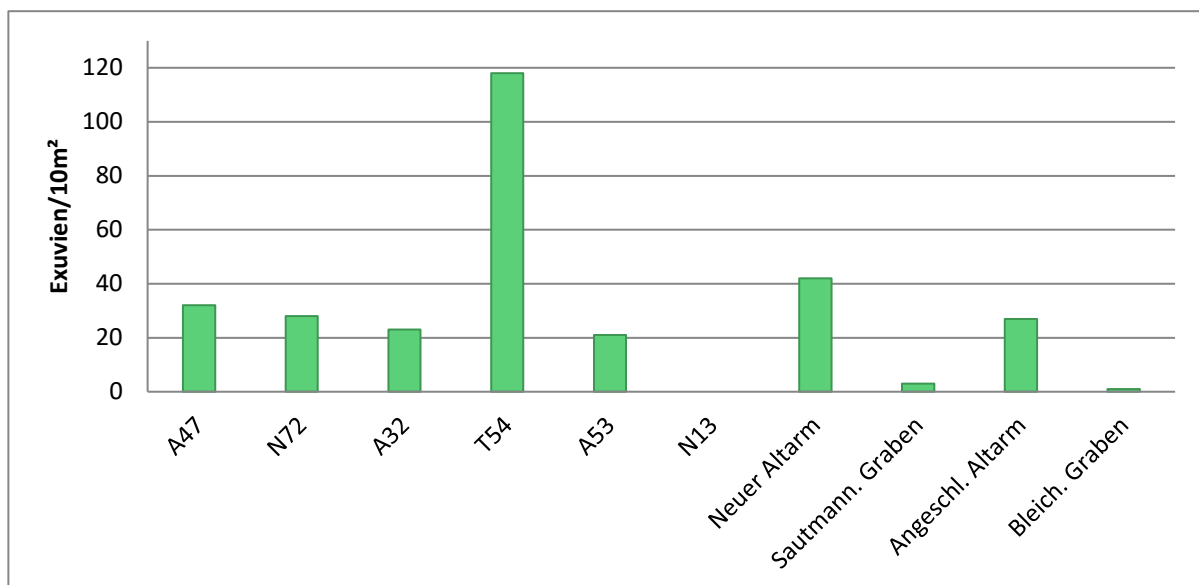


Abbildung 58: Exuvien pro 10 m² an den Probegewässern 2017/2018

Von den Zygopteren konnten *Chalcolestes viridis* und *Ischnura elegans* an allen Gewässern beobachtet werden. Auch *Coenagrion puella* und *Platycnemis pennipes* waren mit einer Steufigkeit von 90 % im Projektgebiet weit verbreitet. Mit der Ausnahme von *Platycnemis pennipes* konnten für diese Arten zudem Bodenständigkeitsnachweise an 70 - 80% der Gewässer nachgewiesen werden. *Lestes dryas* und *Lestes sponsa* konnten nur an einem bzw. zwei Gewässern gesichtet werden. Für *Calopteryx virgo* und *Pyrrosoma nymphula* wurde nur an zwei Gewässern eine Bodenständigkeit nachgewiesen. *Enallagma cyathigerum* und *Erythromma lindenii* waren jeweils nur an einem Gewässer bodenständig.

Unter den Anisopteren waren *Anax imperator*, *Libellula depressa*, *Libellula quadrimaculata*, *Orthetrum cancellatum*, *Sympetrum sanguineum* und *Sympetrum striolatum* an 60 bis 80 % der Gewässer zu finden. Für diese Arten bestehen auch die häufigsten Reproduktionsnachweise. Die Arten *Aeshna affinis*, *Aeshna grandis*, *Aeshna mixta*, *Gomphus vulgatissimus*, *Sympetrum danae*, *Sympetrum flaveolum* und *Sympetrum pedemontanum* konnten jeweils an ein bis zwei Untersuchungsgewässern beobachtet werden, jedoch ohne deren

Bodenständigkeit festzustellen. *Anax parthenope*, *Leucorrhinia pectoralis*, *Crocothemis erythraea* traten nur an je einem Gewässer als bodenständig auf.

Eine dieser im Projektgebiet bodenständigen Libellenarten befindet sich nach OTT et al. (2012) zudem auf der Roten Liste Deutschlands. Es handelt sich dabei um die gefährdete *Leucorrhinia pectoralis* am Gewässer A47. Auf der Roten Liste des Landes Niedersachsen (ALTMÜLLER & CLAUSNITZER 2007) sind insgesamt drei der erfassten Arten zu finden. *Leucorrhinia pectoralis* ist hier als stark gefährdet eingestuft, *Calopteryx virgo* als gefährdet und *Anax parthenope* stellt in Niedersachsen eine extrem seltene Art dar. *L. pectoralis* ist zudem im Anhang II und Anhang IV der FFH-Richtlinie verzeichnet. Von *Calopteryx virgo* konnten auf einer Fläche von 10 m² eine Exuvie am neuen und sechs Exuvien am angeschlossenen Altarm gefunden werden. Auch das Vorkommen von *Anax parthenope* am Gewässer N72 konnte durch den Fund von nur einer Exuvie auf 10 m² Fläche nachgewiesen werden.

Zudem befanden sich unter den Imagines, die ohne Bodenständigkeitsnachweis im Gebiet vorkamen, einige in Deutschland stark gefährdete Arten wie *Coenagrion mercuriale* und *Sympetrum pedemontanum*, sowie die gefährdeten Arten *Lestes dryas* und *Sympetrum flavolum*. Auf der Roten Liste des Landes Niedersachsen (CLAUSNITZER et al. 2010) ist *Coenagrion mercuriale* als vom Aussterben bedroht eingestuft, während Arten wie *Calopteryx virgo* als gefährdet und *Aeshna affinis* als extrem selten gelten.

5.4.3 Diskussion

Die Kleinlibelle *Calopteryx splendens* wurde zwar vielerorts im Projektgebiet festgestellt, eine wahrscheinliche Bodenständigkeit konnte jedoch nur anhand von Beobachtungen am Bleichenholter Graben erbracht werden. Sie ist in Deutschland fast flächendeckend verbreitet und gilt als Charakterart nährstoffreicher, offener Wiesengraben und -bäche (BROCKHAUS et al. 2015). Aufgrund des hohen Sauerstoffbedarfs der Larven ist ein Vorkommen in Stillgewässern nur sehr selten möglich. Im Bereich des angeschlossenen Hase-Altarms konnte eine hohe Anzahl fliegender Individuen beobachtet werden, jedoch keine Verhaltensweisen, die auf eine Reproduktion schließen lassen. Dies ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass zwar Strukturen als Sitzwarten existierten, im Bereich der Probestelle jedoch nur geringfügig submerse Vegetation als wichtiger Habitatbestandteil des Larvallebensraums vorhanden war. Die beobachteten Imagines lassen auf geeignete Reproduktionsbedingungen flussaufwärts oder -abwärts schließen. Auch Gräben wie der Sautmannshausener Graben sind ein typisches Ersatzhabitat der Art (STERNBERG & BUCHWALD 1999). Die Lebensraumbedingungen scheinen hier grundsätzlich geeignet und mehrfach konnten Imagines beobachtet werden, weshalb auch hier eine Bodenständigkeit nicht unwahrscheinlich ist.

Die Schwesterart *Calopteryx virgo* konnte ausschließlich anhand von Exuvienfunden am neuen und angeschlossenen Altarm nachgewiesen werden. Sie bevorzugt teilweise beschattete und kühle kleine Fließgewässer, weshalb sie in bewaldeten und Mittelgebirgsbereichen gehäuft auftritt und im Tiefland nur in Verbreitungseinseln vorkommt. Sieben Exuvien konnten über beide Jahre am angeschlossenen Altarm gefunden werden, während am neuen Altarm nur eine gefunden wurde. Der neue Altarm erfüllt als Stillgewässer nicht die notwendigen Umweltansprüche der Art, weshalb das dortige Vorkommen anderweitig zu erklären ist. Da sich die Habitatwahl der Libellen zunächst nach der gewässertypischen Gestalt als proximaler Faktor richtet (BUCHWALD 1994, WILDERMUTH 1994), stellte der Altarm aufgrund seiner linearen Form möglicherweise eine Art ökologische Falle für Fließgewässerarten dar. Auch der angeschlossene Altarm entspricht mangels beschattender Gehölze und aufgrund der Größe eigentlich nicht den Ansprüchen der Art. In offenen Kulturlandschaften besiedelt

Calopteryx virgo jedoch auch stark eingetiefte Fließgewässer wie die Hase, da hier je nach Exposition ebenfalls beschattete und weitgehend windstille Bereiche gefunden werden können (STERNBERG & BUCHWALD 1999). In Niedersachsen ist die Art als bedroht eingestuft, während der Bestand im westlichen Tiefland sogar als sehr selten angesehen wird. Gründe hierfür sind vor allem anthropogene Einflüsse auf die Qualität und die Struktur der Fließgewässer. Der Schutz vor Nährstoffeintrag sowie die Förderung eines naturnahen Gewässerverlaufs mit kleinräumiger Strukturvielfalt (unterspülte Ufer) und gewässerbegleitender Vegetation verhelfen vielerorts zu Bestandszunahmen (BROCKHAUS et al. 2015).

Neben den Arten der Gattung *Calopteryx* konnten keine weiteren bodenständigen Fließgewässerarten erfasst werden. Die Mehrzahl der Libellen besiedelt sowohl Fließ- als auch Stillgewässer. Die Arten der Gattung *Erythromma* finden sich beispielsweise an stehenden und langsam fließenden Gewässern. Im Untersuchungsgebiet konnten alle drei Arten, *Erythromma lindenii*, *Erythromma najas*, und *Erythromma viridulum*, an den unterschiedlichen Gewässertypen erfasst werden. Ihr Vorkommen ist durch eine ausgeprägte Schwimmblatt-, Emers- und Submersvegetation bedingt. *Erythromma viridulum* und *Erythromma lindenii* sind besonders wärmeliebende Arten, welche sich im Zuge des Klimawandels derzeit in Deutschland weiter ausbreiten (WINTERHOLLER 2003). Die meisten Imagines und Exuvien wurden wohl auch aus diesem Grund an den stark besonnten und mit Teichvegetation bewachsenen Untersuchungsgewässern T54 und A 53 erfasst.

Enallagma cyathigerum gilt als weit verbreitete Art mit einem Besiedlungsschwerpunkt auf mittelgroßen bis großen, meso- bis eutrophen permanenten Gewässern. *E. cyathigerum* konnte zwar im Untersuchungsgebiet vielerorts beobachtet werden, ein Nachweis der Bodenständigkeit gelang jedoch nur am Gewässer T54. Da die Art ein breites Spektrum an Umweltansprüchen toleriert und die meisten Gewässer im Projektgebiet somit potentiell geeignete Reproduktionsgewässer darstellen, wurde das tatsächliche Vorkommen wahrscheinlich unterschätzt.

Unter den Kleinlibellen handelt es sich auch bei *Ischnura elegans*, *Pyrrhosoma nymphula* und *Platycnemis pennipes* um euryöke Arten, welche an fließenden und stehenden Gewässern zu finden sind. Sowohl im Projektgebiet als auch deutschlandweit sind sie aufgrund ihrer weiten ökologischen Amplitude verbreitet und häufig. Wie auch im Plangebiet festzustellen war, sind sie meist gemeinsam mit *Calopteryx splendens* vergesellschaftet (STERNBERG & BUCHWALD 1999). *Pyrrhosoma nymphula* konnte von den oben genannten Arten am seltensten nachgewiesen werden. Dies kann daran liegen, dass viele Gewässer nur als Latenzhabitat besiedelt werden und somit Exuvienfunde und die Beobachtung von Imagines nicht in jedem Jahr möglich sind (STERNBERG & BUCHWALD 1999).

Auch der Großteil der im Untersuchungsgebiet bodenständigen Anisopteren, die Arten der Gattungen *Anax* und *Sympetrum* sowie *Cordulia aenea* und *Orthetrum cancellatum*, besiedeln Fließ- und Stillgewässer. *Anax imperator* und *Cordulia aenea* kommen fast an allen Gewässertypen vor, während *Orthetrum cancellatum* eine große offene Wasserfläche bevorzugt (BROCKHAUS et al. 2015). Diese Präferenz spiegelt sich auch im Besiedlungsmuster innerhalb des Projektgebiets wieder. *Anax parthenope* gilt in Niedersachsen als Seltenheit und wurde auch im Projektgebiet nur am Gewässer N72 durch eine einzige Exuvie nachgewiesen. Es handelt sich um eine typische Art des Tieflandes, die in gut besonnten Seen, Weihern und Teichen sowie langsam fließenden Kanälen und Bächen vorkommt. Sie gilt als mediterrane Art, weshalb ihre Verbreitung natürlicherweise in Richtung Norden abnimmt. Im Zuge der klimatischen Erwärmung und aufgrund ihrer Wanderfreudigkeit ist je-doch bundesweit mit einer weiteren Ausbreitung der Art zu rechnen.

Entsprechend der weiten ökologischen Amplitude von *Sympetrum sanguineum* ist sie die im

Untersuchungsgebiet am weitesten verbreitete bodenständige Art (BROCKHAUS et al. 2015). Nur stark beschattete, vegetationsarme und schnell fließende Gewässer werden gemieden, weshalb sowohl am angeschlossenen Altarm als auch am Bleichenholter Graben keine Nachweise gelangen. Auch *Sympetrum striolatum* und *Sympetrum vulgatum* sind als euryök anzusehen und kommen an einem breiten Spektrum an Gewässern vor. Ein gemeinsames Vorkommen aller bodenständigen Heidelibellenarten (*S. sanguineum*, *S. striolatum*, *S. vulgatum*) konnte an den Gewässern A47 und T54 beobachtet werden.

Chalcolestes viridis und *Coenagrion puella* sind typische Stillgewässerarten unter den Kleinlibellen, konnten jedoch im Untersuchungsgebiet durch Exuvienfunde und Verhaltensbeobachtungen auch an dem sehr langsam fließenden Sautmannshausener Graben als bodenständig nachgewiesen werden. An einem strömungsberuhigten Bereich der schneller fließenden Hase wurde *Coenagrion puella* durch einen Exuvienfund am angeschlossenen Altarm als sicher bodenständig nachgewiesen. Beide Arten gelten als euryök, weisen keine hohen Ansprüche an die Natürlichkeit ihres Lebensraumes auf und sind auch in stark anthropogen überprägten und eutrophierten Gewässern zu finden, weshalb sie deutschlandweit als häufig und weit verbreitet gelten.

Als schattenliebende Libellenart besiedelt *Aeshna cyanea* gehölzreiche Kleingewässer vom Wald bis in den städtischen Bereich. Die von Bäumen umgebenen Gewässer A47 und N72 stellen somit typische Lebensräume der Art dar, welche durch Exuvienfunde auch als solche deklariert werden konnten. Im Allgemeinen ist die Art sowohl in Niedersachsen als auch in Deutschland weit verbreitet und ungefährdet.

Crocothemis erythraea bevorzugt wärmebegünstigte Stillgewässer, breitet sich im Zuge der klimatischen Erwärmung stetig nach Norden aus und ist bereits flächendeckend in Deutschland verbreitet (BROCKHAUS et al. 2015). Flachwasserbereiche, submerse Vegetation und Offenboden im Umfeld stellen das typische Habitatinventar dar, das am voll besonnten Gewässer T54 zu finden ist, an welchem die Art nachgewiesen werden konnte.

Libellula depressa zählt zu den Pionierarten, weshalb sie vornehmlich an Gewässern mit geringer Vegetationsdeckung zu finden ist und mit zunehmender Sukzession wieder verschwindet (BROCKHAUS et al. 2015). Die Art konnte anhand von Exuvien an drei Gewässern nachgewiesen werden. Das Gewässer T54 bietet mit teils offenen, vegetationsarmen Uferzonen noch einen typischen Lebensraum der Art und gleicht in seiner Ausprägung den sonst häufig frequentierten Gewässern im Weideland (BROCKHAUS et al. 2015). Infolge einer Zunahme der Vegetation würde das Gewässer jedoch seine Lebensraumeignung verlieren. Die zwei weiteren Fundstellen der Exuvien im Projektgebiet entsprechen nicht den typischen Reproduktionsgewässern der Art. Am Gewässer N72 wächst emerse Vegetation entlang der Uferlinie sowie Weidengebüsch und Bruchwald im direkten Umfeld. Mit fortschreitender Sukzession würde auch dieses Reproduktionsgewässer für die Art vermutlich zunehmend entwertet. Der zweite Fundpunkt befindet sich an einem strömungsberuhigten Bereich des Bleichenholter Grabens, welcher als Fließgewässer grundsätzlich eher nicht der Habitatwahl dieser Stillgewässerart entspricht. Mancherorts in Deutschland konnten jedoch auch schon kleine Gräben und Bäche als Lebensraum festgestellt werden (BROCKHAUS et al. 2015).

Als weitere Art der Gattung *Libellula* kam auch *Libellula quadrimaculata* an den Gewässern N72 und T54 vor. Anders als ihre Schwesterart ist sie weniger spezialisiert und kommt an nicht zu kleinen, ausdauernden Gewässern vor, die weder sehr vegetationsarm noch völlig zugewachsen sein sollten. *L. quadrimaculata* löst als Art der fortschreitenden Sukzession deshalb häufig *L. depressa* an den Gewässern ab, die als Charakterart der Pionierstadien gilt (KOCH 2010). An den beiden oben genannten Gewässern ist deshalb mit einer Zunahme von *L. quadrimaculata* und dem Rückgang von *L. depressa* zu rechnen. Am Gewässer N13

wurde aufgrund der Beobachtung mehrerer territorialer Männchen an Sitzwarten und Paarungen eine Bodenständigkeit vermutet. Das Gewässer ist jedoch aufgrund der periodischen Wasserführung nicht als Larvallebensraum geeignet. Die Imagines konnten hier zwar in hoher Zahl aber nur im Jahr 2018 beobachtet werden. Es ist davon auszugehen, dass es sich hierbei um eine Spontanbesiedelung handelt, die obwohl die äußerlichen Erkennungsmerkmale des Gewässers auf ein geeignetes Habitat schließen lassen, aufgrund der unzureichenden ökologischen Parameter (Austrocknung) in keiner dauerhaften Besiedlung resultieren wird.

Am Gewässer A47 konnten im Jahr 2018 Imagines von *Leucorrhinia pectoralis* bei der Paarung beobachtet werden. Dies kann nur für eine wahrscheinliche Bodenständigkeit, nicht jedoch für einen sicheren Bodenständigkeitsnachweis herangezogen werden. Die Art ist sehr wärmebedürftig und bevorzugt mesotrophe Gewässer mit schwacher bis mittlerer Vegetationsdeckung und mehrjähriger Wasserführung. Ausgedehnte, besonnte Flachwasserbereiche mit lockerer submerser und emerser Vegetation stellen dabei ein wichtiges Habitats-element für Reviere der Männchen, Eiablage, Larvalentwicklung und Schlupf dar (BROCKHAUS et al. 2015). Moorgewässer oder Sekundärhabitats sind typische Lebensräume der Art. Anhand seiner Ausprägung scheint das Gewässer A47 grundsätzlich als Lebensraum der Art geeignet, da es jedoch im sehr heißen Sommer 2018 trockengefallen ist, ist die Wahrscheinlichkeit des Überlebens eines potentiellen Larvenvorkommens gering. Weil sich in ausreichender Nähe wahrscheinlich eine Quellpopulation befindet und die Art ein ausgeprägtes Dispersionsverhalten an den Tag legt, ist bei ausreichender Wasserführung die Besiedlung des Gewässers durchaus möglich (MAUERSBERGER 2003). Aufgrund von Nährstoffeintrag, Fischbesatz und Entwässerung ist *L. pectoralis* in Deutschland bis auf den Nordosten und Teile Süddeutschlands nur noch lückenhaft verbreitet. Aus diesem Grund ist sie auf der Roten Liste Deutschlands als gefährdet und in Niedersachsen als stark gefährdet eingestuft und wird in der FFH-Richtlinie im Anhang II und Anhang IV aufgeführt. Ihr Erhaltungszustand wird in der atlantischen Region derzeit als unzureichend beurteilt (BFN 2013). Sie gilt somit sowohl als streng geschützte Art, für deren Erhaltung besondere Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen.

Mit 33 Libellenarten konnten 45% der in Niedersachsen vorkommenden und 48,5% der im westlichen Tiefland nachgewiesenen Libellenarten im Untersuchungsgebiet beobachtet werden. Laut Datenbestand der AG LIBELLEN Niedersachsen und des NLWKN (Stand Juli 2017) kommen auf den beiden Messtischblättern der Artzahlkarte, die das Projektgebiet abdecken, potentiell 29, beziehungsweise 34, Libellenarten vor. Angesichts des an den zehn Untersuchungsgewässern ermittelten Artenspektrums ist das Projektgebiet in seiner Gesamtheit somit durchaus als wertvoll für die Odonatenfauna zu bewerten.

5.4.4 Schutz-, Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen

In einer natürlichen Flussaue kommt ein Mosaik an Gewässern verschiedenster Ausprägungen vor. Die Unterschiede an Größe, Sukzessionsstadien, Wasserführung und chemischen Parametern bedingen die Vielfalt der Libellenfauna. Eine pauschale Bewertung einzelner Individuen- und artenarmer Gewässer ist als schwierig anzusehen, da auch sie oft eine wichtige Funktion als Neben- und Latenzhabitats erfüllen können, die im Sinne des Metapopulationskonzeptes für das Überleben der Stammpopulation von großer Bedeutung sein kann (STERNBERG 1995a, b). Es gibt kein allgemeingültiges Rezept zur Anlage eines optimalen Libellengewässers und Maßnahmen müssen gewässerspezifisch geplant werden oder auf die Förderung einzelner Arten ausgerichtet sein. Grundsätzlich ist es von Nöten, ein

Nebeneinander unterschiedlicher Sukzessionsstadien zu erhalten und zu schaffen und eine verbreitete Etablierung von Klimaxgesellschaften zu verhindern. Um dies zu ermöglichen sollte die Pflege der Gesamtheit der Gewässer im Untersuchungsgebiet in einem Rotationsmodell erfolgen (KUHN & BURBACH 1998). Im Folgenden werden einige mögliche Maßnahmen benannt, welche zur Förderung der Libellenfauna im Projektgebiet ergriffen werden können.

5.4.4.1 Stillgewässer

Flachwasserzonen stellen für die Libellen einen wichtigen Lebensraumbestandteil dar (STERNBERG & BUCHWALD 1999). Einige der Gewässer im Projektgebiet verfügen nur über kleinflächige Flachwasserbereiche (z.B. neuer Altarm) bzw. fehlen sie mancherorts fast vollständig und die steilen Ufer gehen direkt in tiefere Gewässerbereiche über (z.B. Gewässer A53). Unterschiedlich tiefe Bereiche sind wichtig zur Ausbildung verschiedener Vegetationszonen. Das Gewässer N13 ist gleichmäßig flach und trocknet jährlich aus. Ein eingetiefter Bereich könnte hier im Falle einer Austrocknung für manche Arten ein Refugium mit Restwasser oder feuchtem Schlamm darstellen.

Röhricht konnte an wenigen Gewässern und nur kleinflächig gefunden werden. Vereinzelte Röhrichtpflanzungen wären förderlich. Die Pflanzen selbst dienen zur Eiablage, zur Jagd und als Sitzwarte aber auch vollständig oder teilweise untergetauchte und abgestorbene Teile der Pflanzen und Feinwurzeln stellen wichtige Mikrohabitate der Larven dar.

Ufergehölze dämmen die Freizeitnutzung ein, verhindern eine übermäßige Algenblüte und bieten strukturreiche und mikroklimatisch diverse Habitate (STERNBERG & BUCHWALD 1999). Die Ufer gehölzfreier Stillgewässer sollten vereinzelt mit Baum- und Gebüschgruppen bepflanzt werden (Gewässer A53, T54). Bei vorhandenen Ufergehölzen bedarf es einer regelmäßigen Pflege. Vollständig von Wald umgebene und verbuschte Gewässer sollten aufgeleuchtet werden (Gewässer N13, A32,) (WILDERMUTH & KÜRY 2009). Dabei sollten Gehölze nicht an der gesamten Uferlinie, sondern gruppenweise im Abstand mehrerer Jahre zurückgeschnitten bzw. entfernt werden (STERNBERG & BUCHWALD 1999).

Eine vermehrte Störung durch Weidetiere konnte am Gewässer N13 beobachtet werden. Durch den Viehvertritt und die dadurch resultierende Gewässertrübung kommt es zu einem verminderten Aufwuchs an Hydrophyten, zudem führt dies zu einer Nährstoffnachlieferung aus dem Sediment und zu einer nachfolgenden Eutrophierung. Die Einzäunung eines Teilbereichs des Gewässers sollte in Erwägung gezogen werden, um die Störung auf ein geringes Maß zu reduzieren.

Der Zufluss und das Einsickern von düngstoffhaltigem Wasser aus landwirtschaftlichen Flächen sollte verhindert werden (WILDERMUTH & KÜRY 2009, STERNBERG & BUCHWALD 1999). Die Gewässer A47 und A53 werden durch Gräben gespeist. Trotz der extensiv genutzten Umgebung können diese Zuflüsse eutrophiert sein. Ob und in welchem Maße ein Nährstoffeintrag besteht, bedarf weiterer Untersuchungen und gegebenenfalls Maßnahmen.

Fische gelten als Prädatoren der Libellenlarven und stellen in großer Anzahl besonders in Kleingewässern mit wenig Vegetation ein großes Problem für die Libellenfauna dar (WILDERMUTH & KÜRY 2009, STERNBERG & BUCHWALD 1999). Im Rahmen der Reusenfänge der Amphibienuntersuchung konnten an mehreren Gewässern junge Fische wie Blaubandbärblinge, Rotaugen, Spiegelkarpfen, Schleien und Steinbeißer nachgewiesen werden (u.a. A47, A53, T54, N72, neuer Altarm). Wenn möglich, sollten Folgeuntersuchungen zu den Fischvorkommen im Projektgebiet durchgeführt und je nach Bestand Maßnahmen ergriffen werden.

Im Falle einer Entkrautung eines Gewässers müssen einzelne ausgewählte Bereiche als

Refugium belassen werden, von denen eine Wiederbesiedlung des übrigen Raumes erfolgen kann.

An vielen Gewässern konnten Spuren von Bisam und Nutria festgestellt werden. Beide ernähren sich von Ried- und Wasserpflanzen und zerstören somit diese für die Libellen wichtigen Habitatelemente (VOSSMEYER et al. 2016). Vor allem am neuen Altarm und dem Gewässer T54 ist der negative Einfluss auf die Vegetation aufgefallen. In den vegetationsarmen Monaten ernähren sich die Nagetiere auch von tierischer Kost wie Muscheln und Larven (STEMMER 2017). Ein negativer Einfluss durch die Prädation von Libellenlarven ist nicht nachgewiesen, kann jedoch nicht ausgeschlossen werden. Eine großflächige Regulierung beider Arten wäre wünschenswert.

Um bestimmte Arten zu fördern, können Gewässer auch gezielt entsprechend nach deren spezifischen Ansprüchen gestaltet werden. Die FFH-Art *Leucorrhinia pectoralis* gilt als (stark) gefährdete Art, deren lokale Population erhalten und gefördert werden muss. Der Lebensraum einer lokalen Population besteht oft aus einer Gruppe von Gewässern, die je nach aktueller Eignung besiedelt werden (SCHIEL & BUCHWALD 2001, BFN 2018). Zunächst müssen sowohl das Gewässer A47 als auch andere, potenziell zur Fortpflanzung geeignete Gewässer untersucht werden um die lokale Population abzugrenzen um darauf aufbauend ein funktionierendes Maßnahmenkonzept zu erstellen (BFN 2018). Das Gewässer A47 kann durchaus auch ohne Durchführung von Maßnahmen bereits ein geeignetes Habitat zur Fortpflanzung darstellen. Aufgrund der besonders trockenen und heißen Witterung im Sommer 2018, stellte die für die Art ungünstige Austrocknung möglicherweise nur ein Sonderfall dar. Es sollte jedoch darauf geachtet werden die Wasserführung des Gewässers über mehrere Jahre zu sichern.

5.4.4.2 Fließgewässer

Libellen siedeln sich vor allem an strömungsarmen Stellen an, wo sich Sand und Schlick absetzen und Wasserpflanzen gedeihen können. Bei zu starker Umschichtung der Sohle kommen keine Libellen bzw. deren Larven vor (WILDERMUTH & KÜRY 2009). Submerse Vegetation dient zur Eiablage und als Larvalhabitat, Uferpflanzen wie Seggen und Gräser, Rohrglanzgras und Schilf dienen als Sitzwarte und zum Schlupf. An der Hase und dem Bleichenholter Graben waren solche strömungsberuhigten Standorte nur geringfügig vorhanden. Durch dynamische Prozesse im Zuge des Anschließens des Altarms befinden sich geeignete Lebensräume möglicherweise noch in der Entstehung. In Bezug auf die untersuchte Probe-stelle am Bleichenholter Graben scheint jedoch wenig Eigendynamik des Gewässers möglich und somit die Bildung von strömungsberuhigten und flacheren Bereichen unterbunden. Durch ein Aufweiten der Ufer und eingebrachtes Totholz (mit Wurzelteller verankerte Bäume) können am Bleichenholter Graben eine hohe Strömungs- und Strukturdiversität und damit vielfältige Libellenlebensräume geschaffen werden.

Am Sautmannshausener Graben sollte die Böschungsmahd räumlich und zeitlich gestaffelt stattfinden und dabei ca. ein Drittel der Vegetation stehen gelassen werden. Falls hier eine Sohlenräumung oder Entkrautung notwendig ist, sollte dies wenn möglich abschnittsweise und von Hand mit Hacke und Schaufel vorgenommen werden. Das entfernte Material sollte für zwei bis drei Tage an der Böschung lagern, um Tieren die Rückwanderung ins Gewässer zu ermöglichen (WILDERMUTH & KÜRY 2009).

5.5 Saltatoria/Orthoptera (Heuschrecken)

BEARBEITER: CINJA SCHWARZ - BÜRO STELZIG

5.5.1 Methoden

5.5.1.1 Flächenauswahl

Für die Bewertung der Renaturierungsmaßnahmen wurden im Hinblick auf die Heuschreckenfauna zehn repräsentative Probeflächen ausgewählt. Die Auswahl orientiert sich an der Flächenwahl der vergangenen Kartierungen, umfasst jedoch aufgrund der besseren Vergleichbarkeit untereinander häufig nicht die gesamte Flächenausdehnung der damaligen Flächen, sondern nur Plots von 1–2 ha Größe.

Wie bei den vergangenen Kartierungen wurde auch 2017/18 zwischen den Kategorien Mähwiesen, Sukzessionsflächen sowie trockene und feuchte Extensivweiden unterschieden, wobei der Kategorie „feuchte Extensivweide“ schon damals nur zwei Flächen zugeordnet waren und eine dieser Weiden sich aktuell als gemähte Fläche herausstellte (vgl. Tabelle 35, Nr. H7). Insgesamt ist die Stichprobengröße innerhalb der Kategorien z.T. sehr gering, weshalb Aussagen zu den einzelnen Managements statistisch nicht belastbar sind und nur Tendenzen aufzeigen.

Kartenmaterial und Rohdaten sind im digitalen Anhang enthalten.

Tabelle 35: Kategorisierung der Untersuchungsflächen (N = 10).

Nr.	Nutzung heute	Nutzung 1999 - 2002	Nutzung vor Projektbeginn	Besonderheiten heute
H1	Sukzession	Sukzession	Wiese	
H2	Sukzession	Sukzession	Extensivwiese	
H3	Extensivwiese	extensive Wiese	extensive Wiese	
H4	Extensivweide	trockene Extensivweide	trockene Extensivweide	
H5	Extensivweide	trockene Extensivweide	trockene Extensivweide	Verbrachungstendenz
H6	Extensivweide	feuchte Extensivweide	feuchte Extensivweide	Verbrachungstendenz
H7	Extensivwiese	feuchte Extensivweide	feuchte Extensivweide	
H8	Extensivwiese	extensive Wiese	Grasacker/Deich	
H9	Extensivwiese	extensive Wiese	Intensivwiese	
H10	Extensivweide	trockene Extensivweide	trockene Extensivweide	Verbrachungstendenz

5.5.1.2 Feldarbeit

Die Erfassung der Heuschrecken erfolgte an jeweils drei Durchgängen in den Jahren 2017 und 2018. Dabei wurden von Mitte Juli bis Ende September auftretende Tiere bei günstiger Witterung (möglichst windstill und niederschlagsarm, mindestens 20°C) erfasst. Gute quantitative Aussagen ließen sich 2017 durch Fänge mit dem Isolationsquadrat erzielen (siehe auch FISCHER et al. 2016). Dazu wurde ein Isolationsquadrat von 0,8 m Höhe und 2 m² Fläche zehn Mal zufällig in der Probefläche geworfen und alle Individuen, die sich innerhalb des Quadrates befanden, anhand ihrer äußeren Merkmale bestimmt (nach FARTMANN et al. 2008,

PONIATOWSKI & FARTMANN 2010). Insgesamt wurden so das Artenspektrum und die Individuenzahlen auf 20 m² erfasst. Die Bestimmung der Arten erfolgte im Feld nach FISCHER et al. (2016). Für das Jahr 2018 wurde die Erfassung deshalb nur mit Hilfe der Quadrate durchgeführt.

Ergänzend zum Fang wurden die Probeflächen vollständig im Transekt abgelaufen und alle stridulierenden Heuschrecken verhört, sodass die Arten, die nicht innerhalb der Quadrate nachgewiesen werden konnten, dennoch qualitativ erfasst wurden.

5.5.1.3 Statistische Auswertung

Zur Auswertung der Individuenzahlen wurden jeweils die höchsten Individuenzahlen für jede Art aus den drei Kartierungsdurchgängen pro Jahr verwendet. Dies geschieht, da die verschiedenen Arten zu unterschiedlichen Zeitpunkten ihre maximalen Individuendichten erreichen und diesem Phänomen somit Rechnung getragen wird. In den Kartierungen aus den Jahren 2002 und 2003 wurde dies ebenso gehandhabt. In den Jahren 1999 bis 2001 wurde für alle Heuschreckenarten nach dem Verhören die Individuenzahl geschätzt, wobei die Individuenzahlen von *Tetrix subulata*, *T. undulata* und *Meconema thalassium* in allen Jahren auf Zählungen beruhen.

Zur Auswertung der Daten wurden die Arten nach GREIN (2008) den jeweiligen Hauptlebensräumen in Niedersachsen zugeordnet. In den vorherigen Untersuchungen wurden zudem die einzelnen, auf der Fläche nachgewiesenen, Heuschreckenarten aufgrund ihres Rote Liste-Status nach dem Bewertungsverfahren nach NLO (Niedersächsisches Landesamt für Ökologie) in folgende Punkte eingeteilt:

- Rote Liste 1 (vom Aussterben bedrohte Arten) 3,00 Punkte
- Rote Liste 2 (stark gefährdete Arten) 1,50 Punkte
- Rote Liste 3 (gefährdete Arten) 1,00 Punkte
- Rote Liste V (bei anhaltender Lebensraumzerstörung gefährdete Arten) 0,50 Punkte
- Noch ungefährdete Arten 0,25 Punkte

Der Rote Liste-Status bezieht sich auf die Rote Liste Niedersachsen (GREIN 2005). Für jede Probefläche wurde eine Gesamtzahl durch Addition der einzelnen Arten gebildet, wobei Flächen mit einem Wert von 3,0 oder mehr als „auf Landesebene schutzwürdig“ eingestuft wurden.

Obwohl bei dieser Methode z.B. weder die Abundanzen und Flächengrößen noch die Änderungen der Rote Liste berücksichtigt werden, sondern nur die Gesamtzahl der Arten auf den Flächen eine Rolle spielt, wurde dieses Bewertungsverfahren auch für die in den Jahren 2017 und 2018 erfassten Daten angewandt. Diese Ergebnisse können so mit denen der Jahre 1999 bis 2003 verglichen werden.

5.5.2 Ergebnisse

Seit Beginn der Untersuchungen wurden auf den Probeflächen in der Haseaue insgesamt 14 Arten nachgewiesen (vgl. Tabelle 36). Zehn der Arten wurden in allen Untersuchungsjahren (1999–2003, 2017, 2018) erfasst. Zwei Arten verschwanden aus dem Gebiet: *Omocestus*

viridulus wurde 2017/18 nicht mehr nachgewiesen, *Chorthippus albomarginatus* im Jahr 2018 nicht mehr. *Meconema thalassium* trat ab 2002 neu im Untersuchungsgebiet auf und konnte auch 2017 und 2018 dort bestätigt werden. Gebüsche, Hecken und Wälder, in denen sich die Art überwiegend aufhält, wurden allerdings erst ab 2001 gezielt aufgesucht, was vermuten lässt, dass die Art auch vor 2001 im Gebiet vorhanden war, aber nicht erfasst wurde. Neu in das Gebiet eingewandert ist *Roeseliana roeselii*, die stetig in den Kartierungen 2017 und 2018 nachgewiesen werden konnte.

Keine der nachgewiesenen Arten ist nach der Roten Liste Deutschlands geschützt (MAAS et al. 2011). In Niedersachsen befinden sich mit *Chorthippus dorsatus*, *Stethophyma grossum* und *Tetrix subulata* drei Arten in der Kategorie 3 und gelten als „gefährdet“. *Chorthippus mollis* steht auf der Vorwarnliste. Alle vier Arten kamen seit 1999 regelmäßig im Gebiet vor.

Bezüglich der Individuenzahlen sind im Vergleich zu den Kartierungen 1999–2003 enorme Anstiege zu verzeichnen (vgl. digitaler Anhang). Dies lässt sich zum Teil durch die Methodik erklären, denn mittels Isolationsquadrat lassen sich deutlich genauere Individuenzahlen (Dichtewerte) ermitteln als mit einer Transektkartierung (siehe FISCHER et al. 2016). Durch die Hochrechnung der Dichten, die mit dem Isolationsquadrat auf einer Fläche von 20 m² ermittelt wurden, auf die Flächengrößen, die in den Jahren 1999–2003 beprobt wurden, wird dieser Fehler umso deutlicher. Somit ist zwar anzunehmen, dass sich die Individuendichten insgesamt sehr positiv entwickelt haben, aufgrund der mangelnden Reproduzierbarkeit der vergangenen Kartierungen wurden jedoch die absoluten Zahlen für die weitere Auswertung nicht verwendet.

Die mittleren Artenzahlen stiegen auf den Probeflächen des Jahres 2017/18 tendenziell an: Während 1999 noch durchschnittlich 6 Arten auf den Probeflächen vorhanden waren, waren es 2003 etwa 7,2. In der aktuellen Kartierung 2017/18 wurden mittlere Artenzahlen von 6,9 pro Fläche ermittelt. Die höchsten Artenzahlen wurden 2017/18 auf den trockenen Extensivweiden festgestellt. Diese stiegen seit 1999 von 6,0 Arten auf 8,3 Arten pro Fläche. Im Jahr 2017 zeichneten sich die Mähwiesen als Lebensraum mit der größten Artenvielfalt (im Durchschnitt 7,5 Arten pro Fläche) aus. Sukzessionsflächen und feuchte Extensivweiden, welche auch deutliche Verbrachungstendenzen aufwiesen, zeigten mit 5 bis 6 Arten pro Fläche die geringste Artenvielfalt. In den Jahren 2001 und 2003 war vor allem die Artenzahl auf den Sukzessionsflächen deutlich höher, unterlag jedoch im gesamten Untersuchungszeitraum den größten Schwankungen.

Die trockenen Extensivweiden nehmen auch hinsichtlich ihrer Wertigkeit im NLÖ-Verfahren einen hohen Stellenwert ein (vgl. Abbildung 59). Besonders das trockene Jahr 2018 sticht dabei positiv heraus. Insgesamt entwickelte sich die NLÖ-Wertigkeit, repräsentativ für Rote Liste-Arten und die Artenzahl, im Verlauf positiv: Von der ursprünglichen Wertigkeit von 1,2 in den Jahren 1999 und 2000 stieg der Wert kontinuierlich an bis er 2018 mit 3,2 sein vorläufiges Maximum erreichte. Die geringste Wertigkeit wiesen die Sukzessionsflächen auf, wobei sich auch die stark verbrachten, feuchten Extensivweiden eher von geringer Wertigkeit zeigten.

Die Bestände haben sich unterschiedlich entwickelt. Die größten Rückgänge sind für die Arten *Chorthippus albomarginatus* und *Omocestus viridulus* zu verzeichnen. Auch *Chorthippus brunneus* ist insgesamt von einer negativen Entwicklung betroffen. *Meconema thalassinum* ist zwar auch insgesamt zurückgegangen, wurde aber in den vergangenen Jahren sehr unregelmäßig erfasst, was auf eine mangelnde Datengrundlage schließen lässt. Auf den Sukzessionsflächen haben die Bestände der Art eine positive Entwicklung genommen. Auch die Bestände von *Stethophyma grossum* haben sich negativ entwickelt, was sich vor allem auf den Sukzessionsflächen bemerkbar macht. Eine positive Entwicklung zeigten die Arten

Chorthippus dorsatus, *C. mollis*, *Conocephalus dorsalis*, *Pseudochorthippus parallelus* und *Tetrix subulata*.

Tabelle 36: Gesamtartenliste der Heuschrecken im Untersuchungsgebiet. Hauptlebensraum: TR = Trockenrasen; MG = Mesophiles Grünland; FG = Feuchtgrünland; SH = Sandheiden; M = Moore; SF = Staudenfluren; GH = Gebüsche, Hecken; W = Wälder. Rote Liste-Status (RL): * = ungefährdet bzw. derzeit nicht gefährdet; V = Art der Vorwarnliste; 3 = gefährdet.

Wissenschaftlicher Name	Hauptlebensraum	RL DE	RL NI	1999	2000	2001	2002	2003	2017	2018
<i>Chorthippus albomarginatus</i>	MG, FG			X	X	X	X	X	X	
<i>Chorthippus biguttulus</i>	TR, SH			X	X	X	X	X	X	X
<i>Chorthippus brunneus</i>	TR, SH			X	X	X	X	X	X	X
<i>Chorthippus dorsatus</i>	MG, FG		3	X	X	X	X	X	X	X
<i>Chorthippus mollis</i>	TR, SH		V	X	X	X	X	X	X	X
<i>Conocephalus dorsalis</i>	FG			X	X	X	X	X	X	X
<i>Meconema thalassinum</i>	GH, W						X	X	X	X
<i>Omocestus viridulus</i>	FG, M			X	X	X	X	X		
<i>Pseudochorthippus parallelus</i>	TR, MG			X	X	X	X	X	X	X
<i>Roeseliana roeselii</i>	TR, MG, FG								X	X
<i>Stethophyma grossum</i>	FG		3	X	X	X	X	X	X	X
<i>Tetrix subulata</i>	FG		3	X	X	X	X	X	X	X
<i>Tetrix undulata</i>	MG, FG, SH			X	X	X	X	X	X	X
<i>Tettigonia viridissima</i>	SF, GH			X	X	X	X	X	X	X

Hauptlebensraum: Einstufung nach GREIN (2008), RL DE = Rote Liste Status Deutschland nach MAAS et al. (2011), RL NI = Rote Liste Status Niedersachsen nach GREIN (2005)

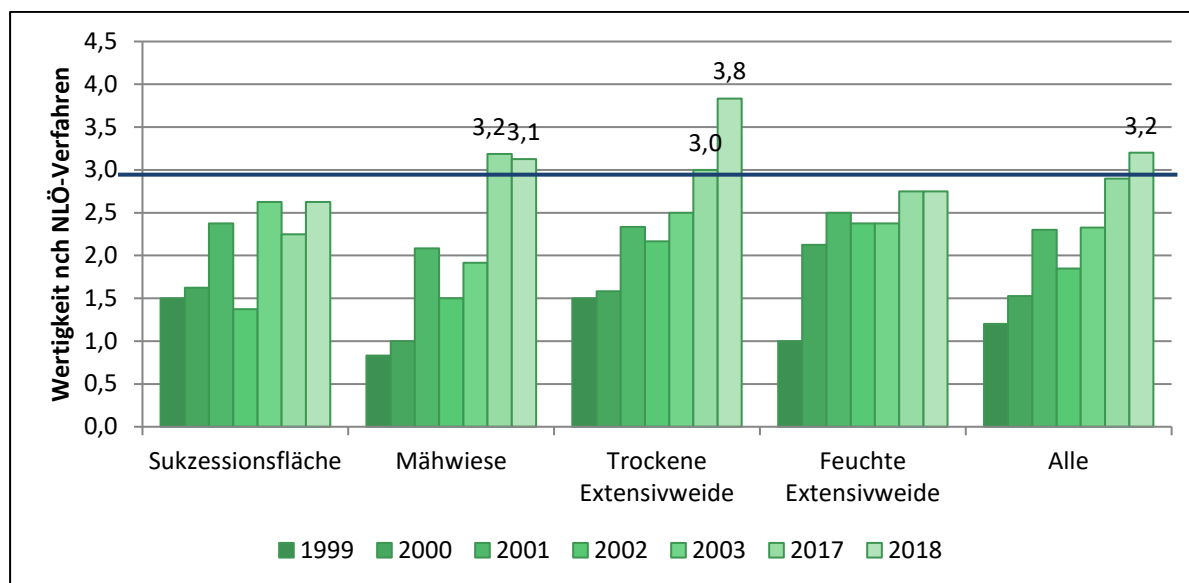


Abbildung 59: Entwicklung der Wertigkeit nach NLO-Verfahren mit Berücksichtigung des Rote Liste-Status und der Artenzahlen. Flächen mit Werten über 3 sind als „auf Landesebene schutzwürdig“ einzustufen.

5.5.3 Diskussion

Insgesamt konnten durch die Evaluierung der Renaturierung an der Hase 14 Heuschreckenarten nachgewiesen werden, davon kamen seit 1999 zehn Arten konstant vor, zwei Arten (*Omocestus viridulus*, *Chorthippus albomarginatus*) verschwanden, wohingegen mit *Mecconema thalassinum* und *Roeseliana roeselii* zwei neue Arten im Gebiet erfasst werden konnten. Drei der regelmäßig vorkommenden Arten, nämlich *Chorthippus dorsatus*, *Stethophyma grossum* und *Tetrix subulata*, gelten in Niedersachsen als gefährdet und mit *Chorthippus mollis* steht eine weitere, im Gebiet erfasste Art auf der Vorwarnliste. Eine abnehmende Entwicklungstendenz wiesen *Chorthippus brunneus*, *Stethophyma grossum* und *Mecconema thalassinum* auf. Die Arten *Chorthippus dorsatus*, *C. mollis*, *Conocephalus dorsalis*, *Pseudochorthippus parallelus* und *Tetrix subulata* konnten einen positiven Entwicklungstrend verzeichnen. Die größte Artenvielfalt sowie die höchste Wertigkeit nach NLO-Bewertung wiesen die trockenen Extensivweiden auf. Die geringste Artenvielfalt bzw. Wertigkeit wurde auf den Sukzessionsflächen sowie auf den extensiven Feuchtweiden vorgefunden. Die Mähwiesen zeigten 2018 die geringste Artanzahl.

Omocestus viridulus ist laut Verbreitungskarte in Niedersachsen seit 2000 im Untersuchungsgebiet des E+E-Vorhabens nicht mehr nachgewiesen worden (vgl. GREIN 2008). Fundpunkte von 2001–2008 befinden sich noch nördlich sowie östlich des Gebietes. Insgesamt zeigt die Verbreitungskarte jedoch eine Abnahme der Art in Niedersachsen nach 1990 bzw. es wurden ab da weniger Individuen kartiert. Auch aus Bremen und Nordrhein-Westfalen sind Meldungen über rückläufige Bestände bekannt (HOCHKIRCH & KLUGKIST 1998, HOLTMANN 2013). Die Art bevorzugt in Niedersachsen dichte Vegetationsbestände an frischen bis feuchten und kühlen Lebensräumen (GREIN 2008). Gefährdet ist die Art insbesondere durch eine intensive Grünlandnutzung (HOCHKIRCH & KLUGKIST 1998). Als Ursache für ihren Rückgang wird ein zu intensives Mahdregime genannt, bei dem insbesondere eine zu frühe und zu häufige Mahd sowie übermäßige Düngung eine entscheidende Rolle spielen (HOCHKIRCH & KLUGKIST 1998; FISCHER et al. 2016). Die Eier sind austrocknungsempfindlich, sodass ausreichende Niederschläge und Bodenfeuchte bzw. ein feuchtes Mikroklima im Lebensraum unerlässlich sind (FISCHER et al. 2016). Kurze Vegetationsbestände durch intensive Nutzung begünstigen darüber hinaus das Aufheizen und Austrocknen des Bodens (GARDINER et al. 2010). *Omocestus viridulus* scheint somit ein Verlierer des Klimawandels zu sein.

Auch die Bestände von *Chorthippus albomarginatus* haben im Untersuchungsgebiet stark abgenommen. Die Art gilt zwar als meso- bis hygrophil, kann jedoch im ozeanisch geprägten Niedersachsen auch dichtwüchsige Sandtrockenrasen besiedeln (DETZEL 1998, HOCHKIRCH & KLUGKIST 1998). Ein Rückgang der Art ist eventuell mit den trockener gewordenen Klimabedingungen zu erklären. Besonders im Jahr 2018, in dem die Art gar nicht erfasst werden konnte, zeichnete sich der Sommer durch extreme Niederschlagsarmut aus. Bezüglich des Managements ist in der Literatur vermerkt, dass auf gedüngten und mehrschürigen Wiesen häufig sogar mehr Individuen zu finden waren als auf extensiv genutzten Streuwiesen (FISCHER et al. 2016). Demnach könnte auch das extensive Management für die Abnahme der Art verantwortlich sein. Da *C. albomarginatus* in ganz Niedersachsen vorkommt und der Bestand ungefährdet ist, sind die Bestandsentwicklungen innerhalb der nächsten Jahre im Auge zu behalten, vor allem bei ähnlich trockenen Sommern wie 2018. Es besteht allerdings trotz des Rückgangs im Projektgebiet aufgrund der breiten Amplitude an Lebensraumnutzung bezüglich des Managements kein Handlungsbedarf.

Chorthippus brunneus gilt als stärker an offene Bodenstellen gebunden als die übrigen Arten der *Chorthippus biguttulus*-Gruppe (*C. biguttulus* und *C. mollis*) und bevorzugt besonnte, trockene Standorte (HOCHKIRCH & KLUGKIST 1998, FISCHER et al. 2016). Auch diese Art weist

im Projektgebiet eine abnehmende Tendenz auf und war überwiegend auf den Sandtrockenrasen der trockenen Weideflächen zu finden. Während auf der Fläche H4 durch die Beweidung und die Dünen ausreichend offene Bodenstellen und besonnte Bereiche vorhanden waren, kam die Art auf der Fläche H10 nur im östlichen Randbereich vor, der vom Weidevieh als Trampelpfad und Ruhestelle genutzt wurde und keine Tendenz zur Verbrachung wie die zentralen Bereiche der Weide aufwies. Unregelmäßige Nachweise gelangen auf den Flächen H5 und H9. Bei H5 wurden auch die stärker von Weidevieh frequentierten Aufenthaltsorte wie Trampelpfade und Ruheplätze als Lebensraum aufgesucht. Bei H9 gelangen die Nachweise entlang einer Fahrspur im Osten sowie von offenen Bodenstellen an Maulwurfshügeln auf der Fläche. Die übrigen Flächen wiesen aufgrund der Mahd sowie der Verbrachung keinen geeigneten Lebensraum für *C. brunneus* auf. Aufgrund der weiten Verbreitung der Art in Niedersachsen und Deutschland ist von keiner Gefährdung auszugehen. Um sie im Projektgebiet zu fördern, sollte darauf geachtet werden, dass heterogene Strukturen mit offenen Bodenstellen geschaffen werden. Die Beweidung der südlichen Trockenweiden sollte zudem nicht zu extensiv gehalten werden, da dies bereits zu einer starken Ausbreitung von Hochstauden (besonders *Tanacetum vulgare*, *Artemisia vulgaris*, *Solidago canadensis*) auf den Flächen H4, H5, H6 und H10 geführt hat.

Auch die Bestände von *Stethophyma grossum* sind innerhalb des Monitorings der Renaturierungsmaßnahmen an der Hase rückläufig. Die Eier der Sumpfschrecke sind gegenüber Trockenheit nur wenig resistent und benötigen für ihre Entwicklung zeitweise Überschwemmungen (HOCHKIRCH & KLUGKIST 1998, FISCHER et al. 2016). Auch die Larven benötigen eine gewisse Luftfeuchtigkeit zur Entwicklung und sind besonders nach der Mahd durch Austrocknung stark gefährdet (DETZEL 1998, FISCHER et al. 2016). Somit kann die Art als Indikator intakter Feuchtgrünländer dienen. Bezüglich des Managements weisen in Niedersachsen zweischürige Wiesen mit längerer Bewirtschaftungsruhe zwischen den Mahdterminen die beständigste Besiedlung und die höchsten Abundanzen auf (GREIN 2008). Ein geeignetes Mahdmanagement wurde auf der Fläche H3 durchgeführt, wobei im Jahr 2018 vermutlich aufgrund der allgemeinen Trockenheit nur sehr wenige Individuen vorgefunden wurden. Die übrigen gemähten Grünländer zeigten keine Besiedlung, mit Ausnahme der randlichen Zonen von H7, wo deutlich auch seggen- und binsenreiche Vegetation auftrat. Auf den anderen gemähten Grünländern H8 und H9 waren keine feuchten Strukturen zu erkennen, wodurch sie vermutlich als Lebensraum für *S. grossum* ausfallen. Die Fläche H8 besitzt zwar einen tiefergelegenen, schattigen Bereich um ein Feldgehölz, die Grünlandnutzung scheint auf dieser Fläche jedoch zu intensiv bzw. die Struktur zu homogen, als dass sich dort Seggen und Binsen entwickeln könnten. Auf Brachen ist eine Besiedlung nur etwa ein bis zwei Jahre nach Brachfallen noch möglich, da später die Streuschicht bodendeckend wird und eine Eiablage ausschließt (GREIN 2008). Die untersuchten Brachflächen in der Haseaue sind deshalb aus Reproduktionsraum für *S. grossum* nicht mehr geeignet. Auf Weiden wird eine mittlere Beweidungsintensität mit selektiver Unterbeweidung zur Entstehung von überständigem Altgras oder feuchtere bzw. Randbereiche als Voraussetzung für die Eignung als dauerhafter Lebensraum angenommen (GREIN 2008). Auf der Fläche H5 ist in einer Senke ein feuchter Bereich mit Seggen und Binsen vorhanden, aus dem erstmals auch Individuen vom *S. grossum* festgestellt wurden. Die Weide H6 erwies sich als sehr extensiv beweidet, wodurch sich in den feuchteren Bereichen eine Streuschicht auf dem Boden ablagerte bzw. weite Bereiche zu trocken für die an Feuchtigkeit gebundene Art waren. Die übrigen Weiden im Süden waren zu trocken. Um *Stethophyma grossum* zu fördern, sind zum einen ausreichend feuchte Frühjahre bzw. Sommer von Nöten, um ein Austrocknen der Eier und Larven zu vermeiden bzw. es müssten Maßnahmen zur Vernässung z.B. zur Rückhaltung von Überschwemmungen ergriffen werden. Zum anderen könnten Sukzessionsflächen alle zwei Jahre

gemäht werden, um als Lebensraum für die Heuschrecke wieder in Frage zu kommen. Auf den Wiesen ist eine maximal zweischürige Grünlandmahd als Staffelmahd anzustreben, bei der Randbereiche in Form von Gräben etc. zum Ausweichen belassen werden (HOCHKIRCH & KLUGKIST 1998). Die Beweidung auf der Fläche H6 sollte intensiviert werden, um eine weitere Verbuschung und ein Ansammeln von Streu auf dem Boden zu verhindern.

Roeseliana roeselii besitzt eine hohe Mobilität durch die häufig ausgebildeten, langen Flügel bei der ansonsten kurzflügeligen Art (Makropterie) (PONIATOWSKI et al. 2012). Untersuchungen zeigen, dass diese Makropterie dichteinduziert ist, was bedeutet, je mehr Individuen pro Fläche auftreten, desto mehr langflügelige Exemplare sind vorhanden (PONIATOWSKI & FARTMANN 2008, 2011). Die Dichte der Individuen wird positiv beeinflusst durch warme und trockene Wetterbedingungen speziell während der Schlupfzeit im April (PONIATOWSKI & FARTMANN 2011). Somit kann die Art als vom Klimawandel begünstigt angesehen werden. Hinsichtlich ihres Lebensraumes besiedelt sie ein breites Spektrum an feuchtem bis trockenem Grünland (FISCHER et al. 2016). Auf trockenen Grünländern ist sie auf dichtrasige und hochwüchsige Vegetation angewiesen. Bei intensiverer Nutzung genügen oft höherwüchsige Saumstrukturen für ein Vorkommen. *R. roeselii* ist in den Jahren 2017/2018 neu im Untersuchungsgebiet Haseaue nachgewiesen worden. Dies passt in den generellen Trend in Niedersachsen, wonach die Art sich deutlich ausgebreitet hat (GREIN 2010, PONIATOWSKI et al. 2012). Neben *R. roeselii* konnten sich auch die Bestände der in Niedersachsen auf der Rote Liste stehenden Heuschrecken-Arten *Chorthippus dorsatus*, *C. mollis* und *Tetrix subulata* im Untersuchungsgebiet Haseaue positiv entwickeln.

C. dorsatus mied in der Vergangenheit große Teile des atlantisch geprägten Nordwestdeutschlands, doch bedingt durch die klimatische Erwärmung werden auch diese Gebiete zunehmend besiedelt (FISCHER et al. 2016). Entscheidend ist laut FISCHER et al. (2016) das Vorkommen hochwüchsiger Vegetation sowie ein mäßig warmes bis feuchtes Mikroklima. Zu Gute kommen der Art zudem die Reduktion bzw. der Verzicht der Düngung, das Belassen von ungemähten Randbereichen in Wiesen sowie eine Mahdhöhe von mindestens 10 cm, damit es nicht zu einem Austrag der Eier kommt (GREIN 2010). *C. dorsatus* scheint innerhalb des Projektgebietes gute Lebensbedingungen vorzufinden und war in den Jahren 2017 und 2018 die Art, die mit den meisten Individuen innerhalb der Probeflächen nachgewiesen werden konnte.

Chorthippus mollis kann als Indikatorart für Trockenstandorte angesehen werden (HOCHKIRCH & KLUGKIST 1998), da sie innerhalb der *Chorthippus biguttulus*-Gruppe die höchsten Ansprüche an Trockenheit und Wärme aufweist (FISCHER et al. 2016). Ebenso wie *C. dorsatus* und *R. roeselii* profitiert *C. mollis* offensichtlich vom Klimawandel mit wärmeren Temperaturen und Dürren. In den Jahren 2017 und 2018, in dem es ein extrem trockenes Sommerhalbjahr gab, war *C. mollis* nach *C. dorsatus* und *P. parallelus* bzw. *C. biguttulus* die Art, die mit den meisten Individuen innerhalb der Probeflächen aufgetreten ist. Sie bevorzugt lückige Vegetation (FISCHER et al. 2010), die sie vor allem auf der Fläche H4 im Bereich der Düne vorfinden konnte.

Stenobothrus stigmatus und *Myrmeleotettix maculatus*, die bis 2003 angrenzend an das Gebiet sicher vorkamen, konnten nicht in das Untersuchungsgebiet einwandern. *S. stigmatus* besiedelt bevorzugt kurzrasige und lückig bewachsene Magerstandorte und auch *M. maculatus* ist auf mikroklimatisch warme, trockene Lebensräume mit vegetationsfreien Bodenstellen angewiesen (FISCHER et al. 2016). Solche Bereiche sind im Gebiet innerhalb der südlichen Weideflächen (H4 und H5) vorhanden. Die Mobilität und die Ausbreitungsdynamik bezüglich der Überwindung von Barrieren wird für *S. stigmatus* von GREIN (2008) als gering eingestuft, wodurch sich die Vermutung ergibt, dass keine geeigneten Ausbreitungskorridore

zu vorhandenen Beständen genutzt werden können. Hier ist zu prüfen, ob sich noch intakte Populationen in der Umgebung befinden, in welchem Zustand diese sind und wie diese durch geeignetes Management mit dem Untersuchungsgebiet verknüpft werden können. Über die ausbleibende Einwanderung von *M. maculatus* in das Gebiet kann nur spekuliert werden. Wichtig für eine konkrete Aussage wären Informationen über die angrenzenden Populationen und wie individuenreich und vernetzt sie sind. Im Jahre 2013 wurden Exemplare in den Dünenbereichen der Hammer Schleife, östlich der Fläche H5, gefunden (KLEINSCHMIDT 2013).

5.5.4 Zusammenfassung und Ausblick

Insgesamt ist festzuhalten, dass sich besonders die trockenen Extensivweiden als gute Lebensräume für wärmeliebende Heuschreckenarten mit Ansprüchen an offenen Boden entwickelt haben. Diesen Arten kamen die Aufschüttung der Sanddünen, die Beweidung zur Schaffung von offenen Bodenstellen sowie die insgesamt auch wärmeren Temperaturen zu Gute. Es ist allerdings darauf zu achten, dass es nicht zu einer weiteren Verbreitung von Hochstauden wie *Tanacetum vulgare* oder *Solidago canadensis* auf den Weideflächen kommt. Diese Hochstauden werden vom Vieh gemieden. Besonders die Bereiche außerhalb der Dünen sind davon betroffen. Die Heuschrecken, die an lückige, trockene Habitate angepasst sind, haben sich in diesen Bereichen bereits an Trampelpfade und Ruheplätze des Viehs zurückgezogen (z.B. *Chorthippus brunneus* bei Fläche H10).

Die feuchte Extensivweide H6 wies trotz der Beweidung zunehmend verbrachende Tendenzen auf. Es wurde bei allen Heuschrecken-Kartierungen maximal ein Pferd auf der Fläche beobachtet. Hier sollte die Beweidung intensiviert werden, um der Entwicklung von Hochstauden bzw. Gehölzen entgegenzuwirken. Dennoch ist diese Fläche auch relativ trocken. Zum Teil ist dies wohl durch den Klimawandel zu erklären. Jedoch ist zu überlegen, ob das Wasser länger in den Flächen gehalten werden kann. So verläuft beispielsweise im Osten zum angrenzenden Acker hin ein Entwässerungsgraben, der auch den Wasserhaushalt der Probefläche negativ beeinflusst. Die Mähwiesen-Fläche H8 zeigte sich im Bereich des gemähten Grünlandes arten- und individuenarm, sodass hier auch eine Optimierung des Managements sinnvoll erscheint. Die vorgefundenen Heuschrecken befanden sich nahezu ausschließlich im östlichen Teil der Fläche entlang eines landwirtschaftlichen Weges mit randlichen, höherwüchsigen Bereichen und dem Ufersaum der Hase sowie um das Feldgehölz herum. Das Grünland ist sehr artenarm und könnte ausgehagert und extensiver gemäht werden, um die Biodiversität zu steigern. Auch wären eine Staffelmahd und eine höhere Einstellung des Mahdgerätes sinnvoll, um eine Tötung bzw. einen Lebensraumverlust der Heuschrecken zu vermeiden. Gleiches gilt auch für die Flächen H7, die mit Ausnahme des nordöstlichen Bereiches sehr homogen erscheint und auf der sich die Heuschrecken insbesondere in den höherwüchsigen Randstrukturen aufhielten. Eine extensivere Mahd sowie das Belassen von ungemähten Bereichen oder eine Staffelmahd wären hier empfehlenswert.

Die Sukzessionsflächen stellten sich insgesamt als wenig wertvoll für die Heuschreckenfauna im Hasegebiet dar. Dies gilt besonders für die Fläche H1 hinsichtlich ihrer Arten- und Individuenzahlen. Auf der Fläche H2 zeigte sich eine höhere Diversität, da sich dort ein Gewässer mit Verlandungszone und offenen Bodenbereichen befindet, das z.B. für die Tetrix-Arten als Lebensraum dient. Ebenso war die Fläche H2 stärker durch Wild frequentiert, wodurch sich heterogene Strukturen mit kürzerer Vegetation durch Trampelpfade, Schlaf- und Fraßstellen entwickelten. Dennoch kommt eine hohe und dichte Vegetation den wenigstens Heuschreckenarten zu Gute. Insbesondere die gefährdeten Arten sind auf Bereiche mit offenen Bodenstellen angewiesen. Im Hinblick auf die Heuschreckenfauna ist demnach zu überlegen, ob die Brachen nicht mittels Staffelmahd einmal im Jahr gemäht werden könnten,

um ein Zuwachsen zu verhindern. Teilbereiche der Fläche z.B. randlich an die intensiveren Grünlandbereiche angrenzend, könnten als Saumstrukturen bei der jährlichen Mahd ausgespart werden und somit als Rückzugsort verbleiben.

5.6 Carabidae (Laufkäfer)

BEARBEITUNG: STEFFEN STEENKEN, MARCEL KLEINSCHMIDT

5.6.1 Einleitung

Es liegen Altdaten der wissenschaftlichen Begleitung zum E+E-Vorhaben aus den Jahren 1999 bis 2003 vor, außerdem auch neuere Daten für die Teilfläche „Hammer Schleife“ aus einer Abschlussarbeit von 2013 (KLEINSCHMIDT 2013). Auf dieser Teilfläche fanden bereits während des E+E-Vorhabens Untersuchungen zur Laufkäfergemeinschaft statt (LEHMANN et al. 2004). Die betreffenden Rohdaten stehen allerdings nicht zur Verfügung.

Im Zuge der wissenschaftlichen Begleitung konnte nachgewiesen werden, dass die Renaturierung durch ein gesteigertes Angebot geeigneter Rohbodenstandorte zu einer Verbesserung der Situation für uferbewohnende Laufkäfer führte. In den umliegenden Auenflächen ließen sich dagegen keine Veränderungen der Laufkäferzönose beobachten, die mit der Renaturierung in Verbindung zu setzen gewesen wären. Im Fokus der damaligen Untersuchung lagen die Deichrückverlegung und die Reaktion der Laufkäferzönose auf das infolgedessen veränderte Überflutungsgeschehen in der Aue. Zusammenhänge zur Flächennutzung sind damals nicht hergestellt worden.

Im Rahmen der aktuellen Erfolgskontrolle wurde die Laufkäferzönose des Untersuchungsgebietes über einen Zeitraum von zwei Vegetationsperioden durch Bodenfallen und Handfänge erfasst. Die erste Fangaktion fand im August 2016 statt. Folgende Aspekte werden im Zuge der Arbeiten dokumentiert:

- Gesamtartenzahl und Gesamtartenspektrum
- Anteil hygrophiler bzw. lebensraumtypischer Arten an der Laufkäferzönose
- Präsenz von Rote-Liste-Arten und Uferspezialisten

Das Hauptaugenmerk dieser Erfolgskontrolle lag auf den beiden letztgenannten Punkten. Damit wurden die zentralen Fragestellungen der vorangegangenen Untersuchungen wieder aufgegriffen. Zum einen sollte geklärt werden, ob durch die Renaturierungsmaßnahmen die Entwicklung einer autotypischen Laufkäferzönose gefördert werden konnte. Hierzu wurden die aktuell im Gebiet vorkommenden Arten hinsichtlich ihrer Lebensraumpräferenzen analysiert und mit den früheren Funden abgeglichen. Zum anderen sollte mittels zusätzlicher Handfänge in den Uferbereichen überprüft werden, ob die Erfolge, die durch die Einstellung der Gewässerunterhaltung erzielt werden konnten, langfristig von Bestand waren.

Ein reiner Vorher-Nachher-Vergleich der Gesamtartenzahlen erschien dagegen wenig geeignet, um die Entwicklung der Laufkäferzönose seit der Renaturierung zu bewerten. Hierzu hätten die vormals angewandten Methoden exakt in Art und Umfang reproduzierbar sein müssen. Dies war jedoch nicht möglich, da eine Wiederholung der ursprünglichen Methodik zeitlich wie personell nicht zu bewältigen gewesen wäre. Zudem erwiesen sich die aus den Berichten vorliegenden Informationen über die damals angewandte Methode als lückenhaft und in Teilen widersprüchlich. Die Vorgehensweise musste entsprechend angepasst werden.

Kartenmaterial und Rohdaten sind im digitalen Anhang enthalten.

5.6.2 Methode

5.6.2.1 Fallenfänge im Auenbereich

Zur Untersuchung der Laufkäferzönose in der Aue wurden zehn Untersuchungsflächen ausgewählt (Tabelle 37). Acht dieser Flächen wurden aus den vorangegangenen Begleituntersuchungen der Jahre 1999 bis 2003 übernommen. Zwei weitere Flächen (U9 und U10) im südlichen Teil des Projektgebietes wurden neu hinzugenommen. Mit Abschluss der ersten Fangperiode und Beginn erster Auswertungsarbeiten stellte sich jedoch heraus, dass nur zu zwei der alten Untersuchungsflächen (U6 und U7) auch tatsächlich Daten zu den Laufkäfern vorlagen, obwohl laut den vorliegenden Berichten auf all diesen Flächen Untersuchungen stattfanden. Daher sind nur für diese Probestellen direkte Vorher-Nachher-Vergleiche möglich. Da die Daten aus den Untersuchungsflächen U1 bis U5 durchaus interessante Erkenntnisse lieferten, wurde dennoch entschieden diese Untersuchungsflächen beizubehalten. Lediglich für Probestelle U8 wurde beschlossen ab dem zweiten Durchgang die Methode von Bodenfallen auf Handfänge umzustellen. Als Ersatz wurde in einem Erlenbruch eine neue Fallenreihe (U11) eingerichtet, sodass nun auch eine Gehölzstruktur im Untersuchungsprogramm berücksichtigt wird.

Um den Erfolg der Renaturierungsmaßnahmen trotz dieser Einschränkungen beurteilen zu können, liegt der Fokus der Auswertung auf der Entwicklung der relativen Anteile verschiedener ökologischer Gruppen an der gesamten Artengemeinschaft der Laufkäfer im Untersuchungsgebiet. Dieser Ansatz wurde bereits während der wissenschaftlichen Begleitung des E+E-Vorhabens verfolgt.

Tabelle 37: Probestellen der Bodenfallenfänge im Auenbereich

Nr.	Probefläche
U1	Gewässerrandstreifen an der Mittelradde. Rohrglanzgras-Brennnessel-Winden-Komplex, angrenzend an eine von Rohrglanzgras geprägte Brachfläche.
U2	Saumstreifen am Bleichenholter Graben, ursprünglich der Unterlauf der Mittelradde. Rohrglanzgras-Brennnessel-Winden-Komplex, angrenzend an extensiv bewirtschaftete Mähwiese.
U3	Brachfläche in Hasenähe, vereinzelt junge Gehölze.
U4	Ruderalflur in Hasenähe, durchsetzt von Rainfarn.
U5	Wechselfeuchtes Weiden-Auengebüsch am Lehrter Altarm.
U6	Halbruderal Gras- und Staudenflur feuchter Standorte. Ausgedeichte Vergleichsfläche
U7	Wasserschwaden-Landröhricht mit vereinzelt Gehölzen in Nähe eines verlandeten Altarms.
U9	Sandtrockenrasen auf Binnendüne auf der Probefläche „Hammer Schleife“
U10	Mageres, mesophiles Grünland kalkarmer Standorte auf der Probefläche „Wester Schleife“
U11	Erlenbruch im der Sukzession überlassenen Areal nahe Probestelle 2.

Die Untersuchungsflächen U6 und U7 dienten bereits während der wissenschaftlichen Begleitung des Renaturierungsvorhabens zum Vergleich der Entwicklung innerhalb wie außerhalb der rückverlegten Deiche. Die ausgedeichte Fläche U6 diente hierbei als Kontrolle um beurteilen zu können, in wie weit sich die Veränderung des Hygroregimes durch die Deichrückverlegung in der Laufkäferzönose der Fläche U7 bemerkbar machen würde.

Die Untersuchungsflächen U9 und U10 befinden sich im Bereich der „Hammer Schleife“ und der „Wester Schleife“. In diesem Teil des Projektgebietes ist zusätzlich zum E+E-Vorhaben das BMBF-Projekt „Sand-Ökosysteme im Binnenland: Dynamik und Restitution“ umgesetzt worden, während das Gros der Renaturierungsmaßnahmen des E+E-Vorhabens auf den Norden des Projektgebietes entfiel. Aufgrund ihrer morphologischen und floristischen Besonderheiten (Binnendünen und Silbergrasfluren) sollen diese beiden Flächen hier jedoch nicht vernachlässigt werden. Für die Teilfläche „Hammer Schleife“ (U9) liegen zudem umfangreiche Daten aus dem Jahr 2013 vor (KLEINSCHMIDT 2013).

5.6.2.2 Fallenreihen

Auf jeder Untersuchungsfläche wurde eine Fallenreihe bestehend aus zehn Bodenfallen eingerichtet. Der Abstand zwischen den einzelnen Fallen betrug 5m. Die einzelnen Fallenreihen wurden so ausgerichtet, dass sich in ihnen möglichst keine Feuchtigkeitsgradienten befanden. Fallenreihen in Gewässernähe verliefen parallel zum Ufer. Die Bodenfallen bestanden aus einem Plastikbecher mit 10,5cm Durchmesser und einer Tiefe von 13,5cm. Über der Öffnung wurde ein Drahtgitter mit einer Maschenweite von 1,6cm angebracht, um das Hineinfallen von Kleinsäugern und Amphibien möglichst zu verhindern. Des Weiteren wurde in einer Höhe von 5cm über jeder Falle ein transparentes Plastikdach angebracht, um die Fallen vor dem Überlaufen bei starken Niederschlägen zu bewahren. Als Fangflüssigkeit wurde RENNER-Lösung bestehend aus 10% Essigsäure, 40% Ethanol, 20% Glycerin, 30% Wasser und einem Tropfen Detergenz (Spülmittel) verwendet. Die Fangperioden erstreckten sich über 14 Tage, in denen die Fallen durchgängig im Boden verblieben. Die Fangtermine sind auf insgesamt 6 Durchgänge (D1 – D6) zwischen August 2016 (D1), Mai bis August 2017 (D2-D4) und Mai bis Juni 2018 (D5-D6) aufgeteilt.

5.6.2.3 Handfänge im Uferbereich

Im ersten Durchgang wurde entsprechend der vorangegangenen Untersuchungen versucht die Handfänge möglichst in unmittelbarer Nähe der Fallenreihen durchzuführen. Da in den betreffenden Bereichen steile Uferböschungen vorherrschten und kaum mehr geeignete Rohbodenflächen zu finden waren, wurde ab dem zweiten Durchgang der komplette Projektabschnitt der Hase mit einem Kanu abgefahren, um so neue, geeignete Probestellen zu finden. Die letztendlich untersuchten Probestellen sind Tabelle 38 zu entnehmen.

Tabelle 38: Probestellen der Handfänge.

H1	Ufer der Mittelradde, kleinräumiger Uferabbruch
H2	Sandbank am Bleichenholter Graben, freiliegend bei Niedrigwasser
H8.2	Ufer eines nicht angeschlossenen Altwassers, Referenzstelle
WS1	Böschung an der Wester Schleife, Uferabrutschungen durch Viehtritt
HS1	Viehtritt an der Hammer Schleife
HS2	Rohboden unterhalb von Uferweiden an der Hammer Schleife, freiliegend bei Niedrigwasser
HSF	Zentrale Flutmulde der Hammer Schleife
Bü1	Sandbank, Folge eines Uferabbruchs
Bü2	„Strand“, Großflächiger Rohbodenstandort in Gleithangsituation
Le1	Kleinflächiger Rohbodenstandort an der Spitzkehre des Lehrter Altarms
Le2	Sandbank im ehemaligen Durchstich des Lehrter Altarms, teils bewachsen

Zur Verwendung kamen Exhaustor und Siebe, mit denen Sandbänke, Ufervegetation und das Sediment nach Laufkäfern abgesucht wurden. Der Schwerpunkt der Untersuchung lag dabei auf Rohbodenstandorten, da diese wertvolle Lebensräume für stenotope Uferarten darstellen. Um auch im Sediment versteckte Laufkäfer zu finden, wurde der Untergrund mehrfach mit Wasser überspült, um diese an die Oberfläche zu treiben. Jede Probefläche wurde für 20-30 Minuten abgesucht, bis keine neuen Arten mehr aufgefunden wurden.

5.6.2.4 Bestimmung

Die Artbestimmung und Nomenklatur erfolgten vornehmlich anhand von FREUDE et al. 2004. Des Weiteren fand der von Dr. Arved Lompe erstellte Online-Bestimmungsschlüssel (coleo-net.de) Anwendung. Zur Trennung von *Pterostichus nigrita* und *Pterostichus rhaeticus* wurde zusätzlich MÜLLER-MOTZFELD & HARTMANN 1985 herangezogen. Genitalpräparate wurden nach Bedarf angefertigt. Die Bestimmung von *Ocys tachysoides* richtete sich nach MADDISON & ANDERSON 2016.

Für den Großteil der gefundenen Arten lag bereits Vergleichsmaterial in der Abteilung vor. Besonders schwieriges Material wurde zur nochmaligen Überprüfung an Dr. Heinrich Terlutter, Stellvertr. Direktor des LWL-Museums für Naturkunde in Münster übergeben. Die Belegsammlung befindet sich in der Arbeitsgruppe Ökologie des Fachbereichs Biologie/Chemie der Universität Osnabrück.

5.6.2.5 Auswertung

Das Hauptaugenmerk der Auswertung liegt auf der Analyse der Laufkäferzönose hinsichtlich ihrer Lebensraumpräferenzen. GÜNTHER & ASSMANN (2005) teilten bereits im Rahmen der wissenschaftlichen Begleitung der Renaturierung die erfassten Laufkäferarten in vier ökologische Gruppen mit unterschiedlichem Anspruch an die Bodenfeuchte ein. Diese Einteilung unterschied zwar zwischen Arten mit unterschiedlich starker Vorliebe für feuchte Lebensräume, fasste jedoch alle nicht-hygrophilen Arten in einer Klasse zusammen. Um einen differenzierteren Einblick zu erhalten und einen besseren Bezug zur Vegetation zu ermöglichen, wurde eine neue, kleinteiligere Klassifizierung erarbeitet, die auf den bevorzugten Lebensraumtypen der Laufkäfer basiert (Tabelle 39).

Tabelle 39: Ökologische Gruppen der Laufkäfer basierend auf ihren bevorzugten Lebensraumtypen. Abgeleitet aus GESELLSCHAFT FÜR ANGEWANDTE CARABIDOLOGIE (2009).

Gruppe	Beschreibung	Gruppe	Beschreibung
U	Stenotope Arten offener Uferbereiche	W	Arten der mesophilen bis azidophilen Wälder, Forste und Vorwälder
URF	Eurytope Arten der Ufer, Röhrichte und Feuchtgrünländer	mKL	Arten mesophiler Standorte der weitgehend offenen Kulturlandschaft
FGL	Arten der feuchten bis nassen Grünländer und Hochstaudenfluren	trKL	Arten mäßig trockener bis trockener, weitgehend offener Kulturlandschaften
R	Arten der Röhrichte, Schilfe und Riede; Halmbewohner	SD	Xerophile Arten der vegetationsarmen Sandböden, Binnendünen, Magerrasen und Ruderalstandorte
ABF	Arten der Au- und Bruchwälder und des Feuchtgrünlandes	s	Sonderstandorte: Höhlen, Tierbauten, Binnenlandsalzstellen
A	Arten der Auwälder	E	Eurytope Arten, die sich keinem konkreten Lebensraumtyp zuordnen lassen.
M	Arten der Moore und Sümpfe		

Als Grundlage für diese Klassifizierung dienten die Haupt- und Schwerpunktorkommen der Laufkäferarten im Nordwestdeutschen Tiefland (GESELLSCHAFT FÜR ANGEWANDTE CARABIDOLOGIE 2009). Da in diesem Katalog jeder einzelnen Art bis zu sechs verschiedene Lebensräume zugeordnet werden, wurden die hier verwendeten ökologischen Gruppen so definiert, dass sie die am häufigsten auftretenden Kombinationen präferierter Lebensraumtypen widerspiegeln. Den im Rahmen der Handfänge erfassten Uferarten wurden zudem die von ihnen bevorzugten Substrattypen zugeordnet. Die Altdaten wurden tabellarisch neu aufgearbeitet und ebenfalls den neuen Klassen zugeordnet, um qualitative Vorher-Nachher-Vergleiche durchführen zu können.

5.6.3 Ergebnisse

Es konnten insgesamt 130 Laufkäferarten festgestellt werden. Darunter sind 110 Arten mit Bodenfallen in der Aue gefangen worden und 60 Arten an den Uferbereichen durch Handfänge. Im Rahmen zweier parallellaufender Abschlussarbeiten, die im Untersuchungsgebiet stattfanden, konnten zudem sechs weitere Arten festgestellt werden, sodass aktuell insgesamt 136 Arten für das Gebiet zu verzeichnen sind (BICKHOFE 2017, GROOS 2019).

5.6.3.1 Terrestrische Aue

Der Gesamtfang mit Bodenfallen beläuft sich auf 26.839 Laufkäfer. Gegenüber dem Durchgang im August 2016 verdoppelten sich die Fangzahlen in den folgenden Durchgängen, auch unter Berücksichtigung, dass Fallenreihe 11 erst mit Durchgang D2 dazukam. Die Artanzahlen schwankten zwischen 54 und 75 Arten je Durchgang, wobei die Mai-Durchgänge D2 und D5 die höchsten Artanzahlen aufwiesen.

Knapp 25% des Gesamtfanges entfallen auf die Untersuchungsfläche U4, durch ein massenhaftes Auftreten von *Poecilus versicolor*, der mit 5.088 Individuen 77,5% des dortigen Fanges ausmachte. Diese Art besiedelt vorzugsweise offene, mesophile Grünlandstandorte. Sie reagiert empfindlich auf längere Überflutungen (FUELLHAAS 2000). Das Massenvorkommen lässt darauf schließen, dass die Fläche nur kurzzeitig oder selten überflutet wird.

Mit 67 Arten weist Fallenreihe U1 im Gewässerrandstreifen der Mittelradde die höchste Artanzahl auf. An den übrigen Fallenreihen schwankten die Artanzahlen zwischen 39 und 55 auf relativ stabilem Niveau. Hinsichtlich der Anzahl gefangener Individuen unterschieden sich die Fallenreihen weitaus deutlicher voneinander, wobei diese Unterschiede über alle Untersuchungsdurchgänge hinweg stabil waren. Besonders hohe Fangzahlen gingen in der Regel auf das massenhafte Auftreten einiger weniger, meist eurytoper Arten zurück, die sich auf einigen Flächen besonders gut entwickelten.

Die häufigste Art war *Poecilus versicolor*. Diese robuste Art trat beinahe auf allen Flächen häufig auf (Tabelle 40). Die einzige wirkliche Ausnahme stellte das Landröhricht (Fallenreihe U7) dar, wo nur zwei Tiere dieser Art gefangen wurden. Diese Probestelle scheint einen zu feuchten Lebensraum darzustellen. Dort war wiederum die zweithäufigste Art im Projektgebiet, *Carabus granulatus*, besonders stark vertreten. Diese eurytope Art bevorzugt feuchtere Standorte und wies auch an allen feuchteren Probestellen hohe Aktivitätsdichten auf. Die höchste Aktivitätsdichte erreichte *C. granulatus* im Erlenbruch (U11), wo auch *Patrobus atro-rufus* als typischer Bewohner feuchter Au- und Bruchwälder massenhaft auftrat. Auf den meisten anderen Flächen zeigte die letztgenannte Art dagegen relativ geringe Aktivitätsdichten. Besonders einseitig fiel die Verbreitung von *Calathus fuscipes* im Projektgebiet aus. Als

Art trockenerer Standorte trat sie fast ausschließlich auf den Untersuchungsflächen U9 und U10 auf, wo sie jeweils ein Drittel bzw. ein Viertel aller gefangenen Laufkäfer ausmachte. Insgesamt betrachtet handelt es sich bei den individuenstärksten Arten im Projektgebiet meist um relativ robuste Generalisten, die vielerorts zur „Grundausrüstung“ gezählt werden können. Dennoch lässt sich eine gewisse Aufteilung zwischen Arten erkennen, die die feuchteren Untersuchungsflächen U1, U2, U5, U6, U7 und U11 oder die etwas trockeneren Flächen U3, U4, U9 und U10 bevorzugten.

Tabelle 40: Die zehn am häufigsten mit Bodenfallen gefangenen Laufkäferarten.

Art	U1	U2	U3	U4	U5	U6	U7	U9	U10	U11	Summe
<i>Poecilus versicolor</i>	267	264	245	5088	230	124	2	74	148	44	6486
<i>Carabus granulatus</i>	534	360	6	29	302	189	801	1	1	1135	3358
<i>Dyschirius globosus</i>	368	70	52	172	758	28	15	26	333	52	1874
<i>Patrobus atrorufus</i>	50	101	2	1	21	22	75	2	2	1425	1701
<i>Harpalus latus</i>	75	283	123	384	128	61	32	108	62	70	1326
<i>Amara communis</i>	267	61	178	294	194	103	26	40	132	10	1305
<i>Calathus fuscipes</i>	2			3	1			552	591		1149
<i>Pterostichus strenuus</i>	216	134	22	17	218	105	62	9	22	243	1048
<i>Pterostichus melanarius</i>	254	215	15	80	57	7	1	40	194	63	926
<i>Clivina fossor</i>	146	143	4	12	164	97	115		86	44	811

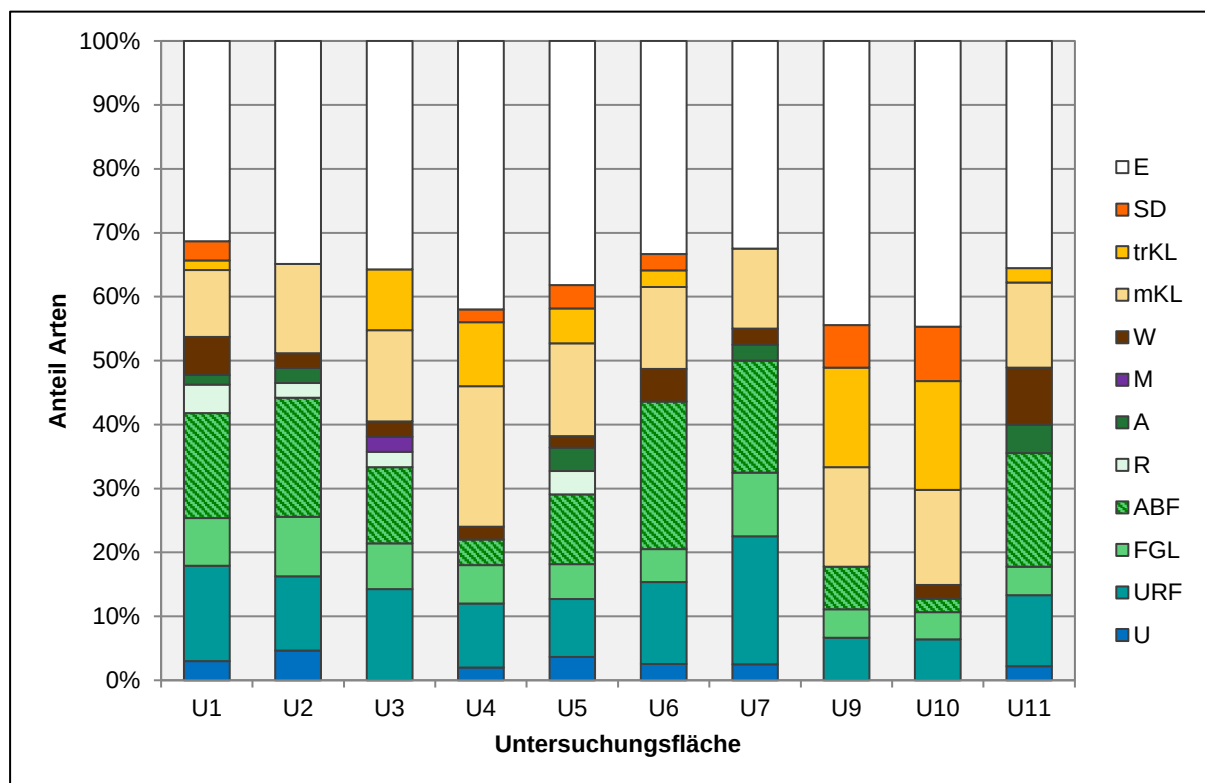


Abbildung 60: Anteile der ökologischen Gruppen an den Gesamtartenzahlen der einzelnen Untersuchungsflächen. Die Beschreibungen der Gruppen sind Tabelle 39 zu entnehmen.

Dies wird besonders deutlich, wenn man die Lebensraumpräferenzen der Arten betrachtet.

Abbildung 60 zeigt die Verteilung der Arten der einzelnen Untersuchungsflächen auf die verschiedenen ökologischen Gruppen. Mit Ausnahme der Untersuchungsflächen U4, U9 und U10 weisen alle Untersuchungsflächen relativ hohe Anteile an Feuchtgebiete gebundener Arten auf (Gruppen **U** bis **M**). Gerade die Flächen U9 und U10 innerhalb der Hase-Schleifen bei Hamm und Wester zeichnen sich dagegen durch das Vorkommen einiger an trockene Sandstandorte angepasster Arten aus.

Bei Berücksichtigung der tatsächlich erfassten Individuenzahlen werden die Unterschiede zwischen den Untersuchungsflächen deutlicher (Abbildung 61): Die Flächen U3 und U4 werden maßgeblich von Arten mesophiler Standorte der offenen Kulturlandschaft geprägt. Ähnliches gilt wieder für die Untersuchungsflächen U9 und U10, wo zusätzlich Arten des trockenen Kulturlandes und vegetationsarmer Sande einen bedeutenden Anteil der Fänge ausmachten. Nur das Landröhricht im mittleren Abschnitt des Projektgebietes (U7) und der Erlenbestand am Bleichenholter Graben (U11) weisen sehr niedrige Individuenanteile der Arten gemäßigter Kulturlandstandorte auf. Dort sind Arten der Au- und Bruchwälder, feuchter Hochstaudenfluren und nasser Grünländer stärker vertreten. Unter den übrigen Flächen kommt nur noch die außerhalb des neuen Deichverlaufs gelegene Vergleichsfläche an diesen Zustand heran.

Die größte ökologische Gruppe bildeten sowohl nach Individuen- als auch nach Artanzahl überwiegend eurytope Arten, deren Lebensraumpräferenzen sich nicht weiter differenzieren lassen (GESELLSCHAFT FÜR ANGEWANDTE CARABIDOLOGIE 2009). Dennoch zeigen einzelne eurytope Arten gewisse Verbreitungsschwerpunkte. So treten *C. granulatus*, *Pterostichus strenuus* und *Clivina fossor* vornehmlich auf Probeflächen auf, die auch höhere Anteile der Gruppen U bis M aufweisen. *Harpalus latus* scheint dagegen Flächen zu bevorzugen, auf denen diese Gruppen weniger stark vertreten sind (vgl. Tabelle 40, Abbildung 61).

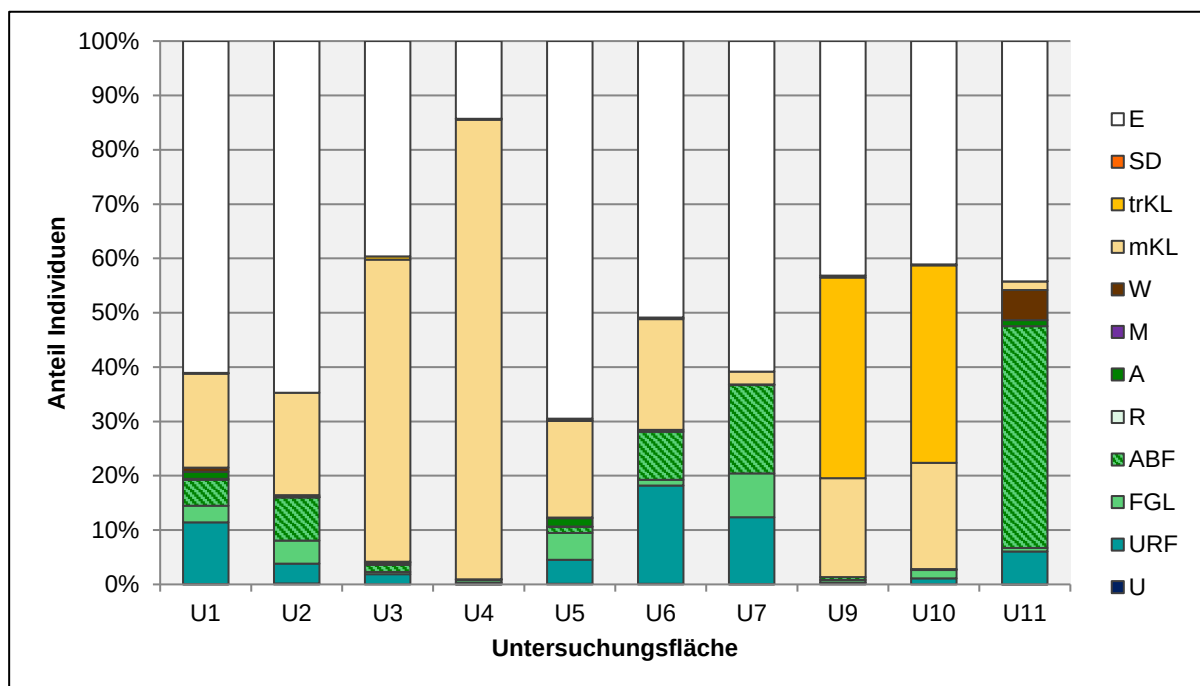


Abbildung 61: Anteile der ökologischen Gruppen an den Gesamtindividuenzahlen der einzelnen Untersuchungsflächen. Die Beschreibungen der Gruppen sind Tabelle 39 zu entnehmen.

Die Zusammensetzung der Laufkäferzönose über den gesamten Untersuchungszeitraum von 1999 bis 2017 wird in der Abbildung 62 dargestellt. Vergleicht man die Ergebnisse aus den Untersuchungsjahren 1999-2003 mit den aktuellen Ergebnissen, zeigt sich zunächst eine Zunahme des Anteils mesophiler bis trockenheitsliebender Arten. Diese Entwicklung zeigt sich selbst dann, wenn die Daten der Untersuchungsflächen Hammer Schleife und Wester Schleife, die nicht Teil der vorangegangenen Untersuchungen waren und einen hohen Anteil trockenheitsliebender Arten (Gruppen **trKL** und **SD**) aufweisen, aus dem Vorher-Nachher-Vergleich ausgeklammert werden – wenn auch in abgeschwächter Form. Der Anteil lebensraumtypischer Arten (**U** bis **M**) trat dagegen etwas zurück. Bei der Gruppe der xerophilen Arten (**SD**) ist zudem zu beachten, dass es sich hauptsächlich um Einzelfunde handelt. Gleiches gilt auch für die Arten mittlerer Waldstandorte (**W**). Alles in allem fallen die Veränderungen in der Zusammensetzung des Artinventars relativ gering aus.

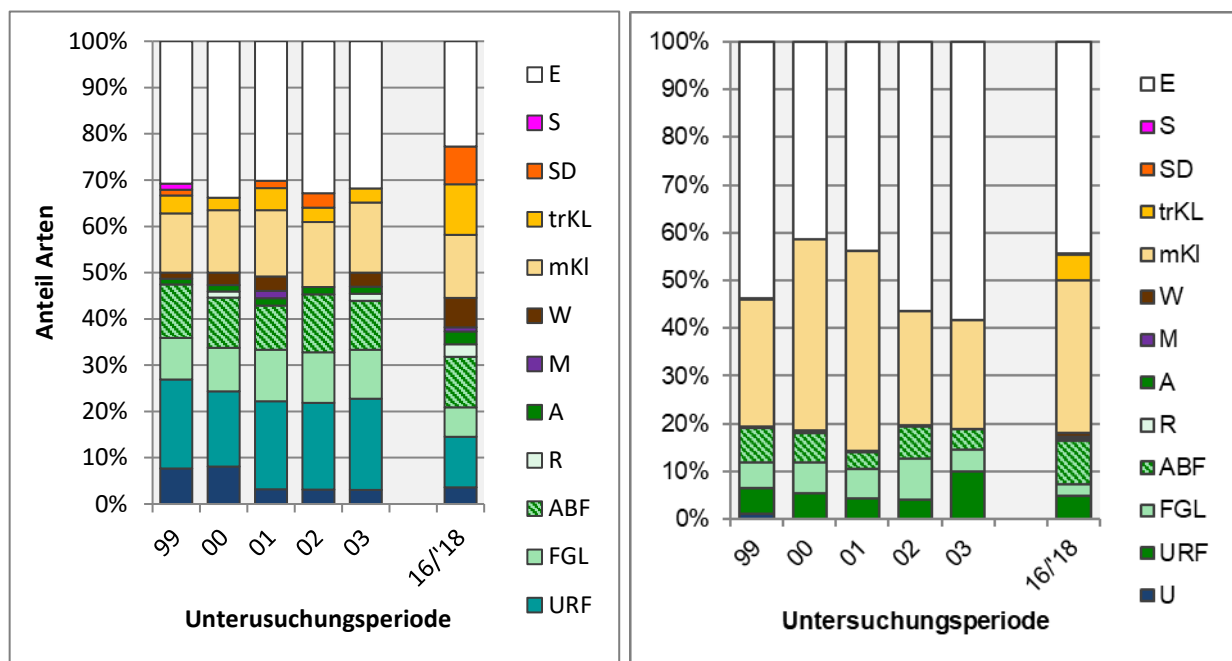


Abbildung 62: Verteilung der ökologischen Gruppen während der wissenschaftlichen Begleituntersuchungen 1999-2003 im Vergleich mit den aktuellen Ergebnissen. Gezeigt sind die Anteile der ökologischen Gruppen an der Gesamtartenzahl (links) sowie an der Gesamtindividuenzahl (rechts) der einzelnen Untersuchungsperioden.

Bei Berücksichtigung der Individuenzahlen zeigen sich ebenfalls nur kleine Unterschiede zwischen den Untersuchungsjahren. Den Hauptteil der Fänge machen in allen Jahren eurytrophe Arten und Arten der offenen Kulturlandschaft aus. Der Individuenanteil feuchtgebiets- oder aulentypischer Arten blieb dagegen relativ stabil. Der Anstieg des Anteils trockenheitsliebender Arten ist auf die Aufnahme der Probeflächen U9, U10 und U11 in das Untersuchungsprogramm zurückzuführen: Bei den Bruch- und Auwaldarten entfallen 69,5% aller Individuen allein auf Untersuchungsfläche U11, den Erlenbruch, während 97,4% der Individuen der Arten trockenerer Standorte der offenen Kulturlandschaft auf den Flächen der Hammer und Wester Schleife gefangen wurden. Bei Ausklammerung dieser drei Flächen ergibt sich für die aktuellen Daten ein Bild, das der Zusammensetzung im Jahr 2001 nahekommt (Abbildung 63).

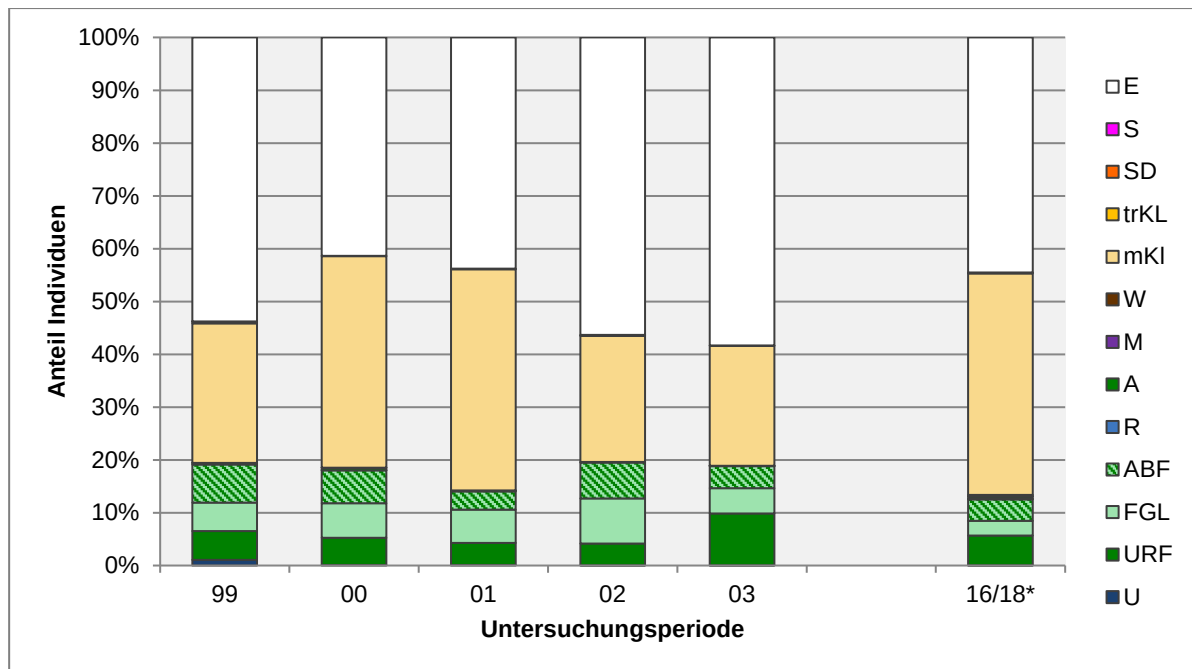


Abbildung 63: Verteilung der ökologischen Gruppen während der wissenschaftlichen Begleituntersuchungen 1999-2003 im Vergleich mit den aktuellen Ergebnissen bei Ausklammerung der Ergebnisse der Untersuchungsflächen U9, U10 und U11.

5.6.3.2 Uferbereiche

Bei der Beprobung der Uferbereiche von Hase, Mittelradde und Bleichenholter Graben konnten 2044 Individuen aus 60 Arten nachgewiesen werden. Die mit Abstand geringste Laufkäferzahl zeigte sich am Ufer des Altwassers (H8.2). Die höchsten Individuendichten wiesen die vegetationsfreien Rohbodenstandorte Bü1 und Bü2 auf. Die meisten Arten wurden an der Mittelradde und unter Uferweiden an der Hammer Schleife gefunden.

Bei den zehn am häufigsten gefangenen Arten handelt es sich überwiegend um typische Bewohner offener Rohbodenstandorte in Uferbereichen. Gerade *Dyschirius thoracicus* trat auf sandgeprägten Probestellen in besonders hohen Dichten auf. Als häufige eurytope Arten traten *Bembidion tetracolum* und *Dyschirius globosus* auf. *B. tetracolum* trat insbesondere in den Übergangsbereichen zur Vegetation der Uferböschungen in Erscheinung. *D. globosus* ist im gesamten Projektgebiet verbreitet und gilt als Wechselfeuchtezeiger.

Die höchsten Anteile typischer Uferarten weisen die vegetationsarmen Probestellen an der Hase (Bü1, Bü2, Le1, Le2) und am Bleichenholter Graben (H2) auf (Abbildung 64). Am Altwasser konnten dagegen kaum typische Uferarten nachgewiesen werden. Auch am Viehtritt an der Hammer Schleife (HS1) konnten nur wenige Uferarten gefunden werden. Hierfür dürfte der starke Vertritt durch die Rinder, die diese Stelle regelmäßig als zum Trinken aufsuchen, verantwortlich sein. Der Großteil der dort gefundenen Arten scheint vom umliegenden Grünland zu stammen. Generell gestaltete sich die Suche nach geeigneten Probestellen sehr unterschiedlich. Während am Bleichenholter Graben bei niedrigen Wasserständen in regelmäßigen Abständen Sand- bzw. Schlammflächen zu finden waren, ließ sich an der Mittelradde nur eine sehr kleine Abbruchstelle in der Böschung ausmachen, die sich zur Beprobung eignete. An der Hase selbst herrschten zwei Situationen vor: Oberhalb der Brücke bei Bückelte gab es keine Sandbänke. Die Rohböden in diesem Abschnitt bestanden hauptsächlich aus Gewässergrund, der bei niedrigen Wasserständen am Ufer trockenfällt, oder leichten

Abrutschungen der Böschung, die im Bereich der Wester Schleife vom Vieh verstärkt werden. Das Substrat der dortigen Probestellen bestand in der Regel aus Sand-Schlamm-Gemischen. Unterhalb der Brücke traten dagegen mehrfach Rohbodenflächen auf, die aus fast reinen Sanden bestanden. Besonders im Bereich der beiden neu angeschlossenen Altarme trat dieser Rohbodentyp auf.

Tabelle 41: Die zehn am häufigsten gefangenen Laufkäferarten in den Uferbereichen

Art	H1	H2	H8.2	HSF	WS1	HS1	HS2	Bü1	Bü2	Le1	Le2	Summe
<i>Dyschirius thoracicus</i>	9	1			29	5	2	137	135	56	21	395
<i>Elaphrus riparius</i>	3	44		15	30	12	8	29	36	7	80	264
<i>Bembidion tetracolum</i>	22	1			25	77	21	10	44	18		218
<i>Bembidion litorale</i>		1			11		1	85	21	25	24	168
<i>Omophron limbatum</i>	2	10		0	17	2	8	57	15	35	21	167
<i>Dyschirius globosus</i>	6	3	5		10	29	32	19	17	7		128
<i>Bembidion articulatum</i>	5	15	1	3	25	3	21		1	3	18	95
<i>Bembidion obliquum</i>	4	15		33	1	1			2		25	81
<i>Dyschirius tristis</i>		4	2	12	7	6	15	1	1	5	13	66
<i>Dyschirius aeneus</i>		1		5	6		22	1	3	2	19	59

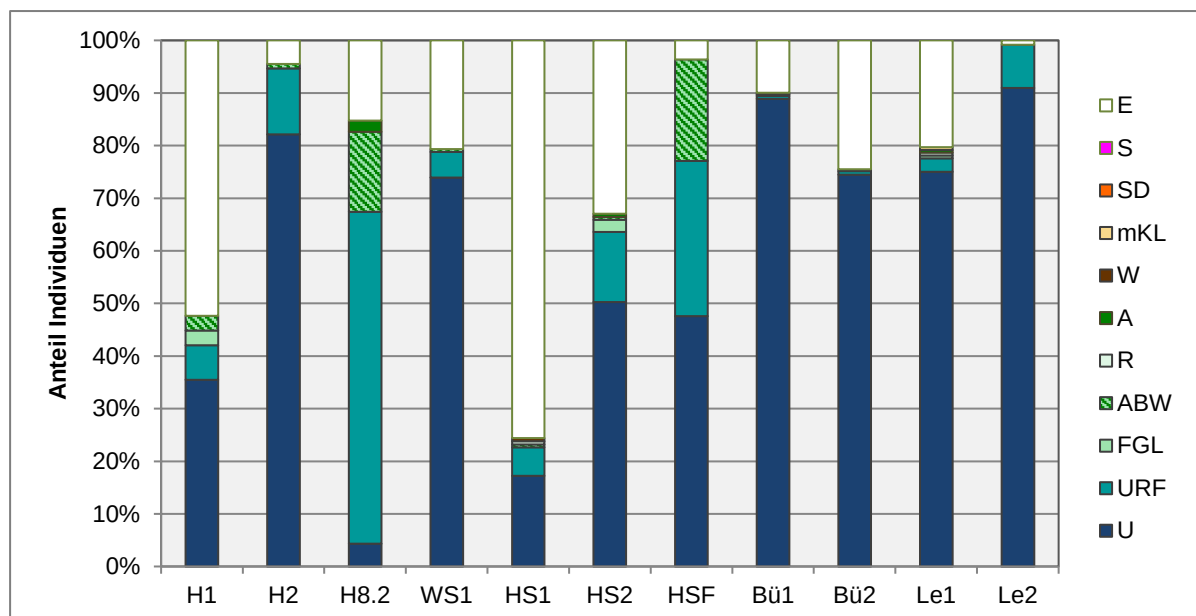


Abbildung 64: Verteilung der ökologischen Gruppen an den Handfangstandorten, gewichtet nach der Anzahl der gefangenen Individuen.

Die Unterschiede in der Substratbeschaffenheit lassen sich auch anhand der vorkommenden Laufkäfer nachvollziehen, wenn man den typischen Uferarten ihre bevorzugten Substrate zuordnet (Abbildung 65). An den Probestellen Bü1, Bü2 und Le1 im unteren Projektabschnitt dominieren stenotope Uferarten, die auf reine Sande als Substrate angewiesen sind. Dort treten mit *Bembidion litorale*, *Dyschirius thoracicus* und *Omophron limbatum* drei Charakterarten offener Sandufer in relativ hohen Individuendichten auf. *Bembidion litorale* ist

deutschlandweit als „gefährdet“ eingestuft, *O. limbatum* steht auf der Vorwarnliste. An den übrigen Probestellen entlang der Hase sowie an der Mittelradde und am Bleichenholter Graben sind Uferarten weniger stark auf einen bestimmten Substrattyp spezialisiert. Dort treten Arten, die Sand, Schluff oder organisches Material als Substrat bevorzugen, nebeneinander auf. Auf diesen Probestellen hat *Bembidion articulatum* seinen Verbreitungsschwerpunkt.

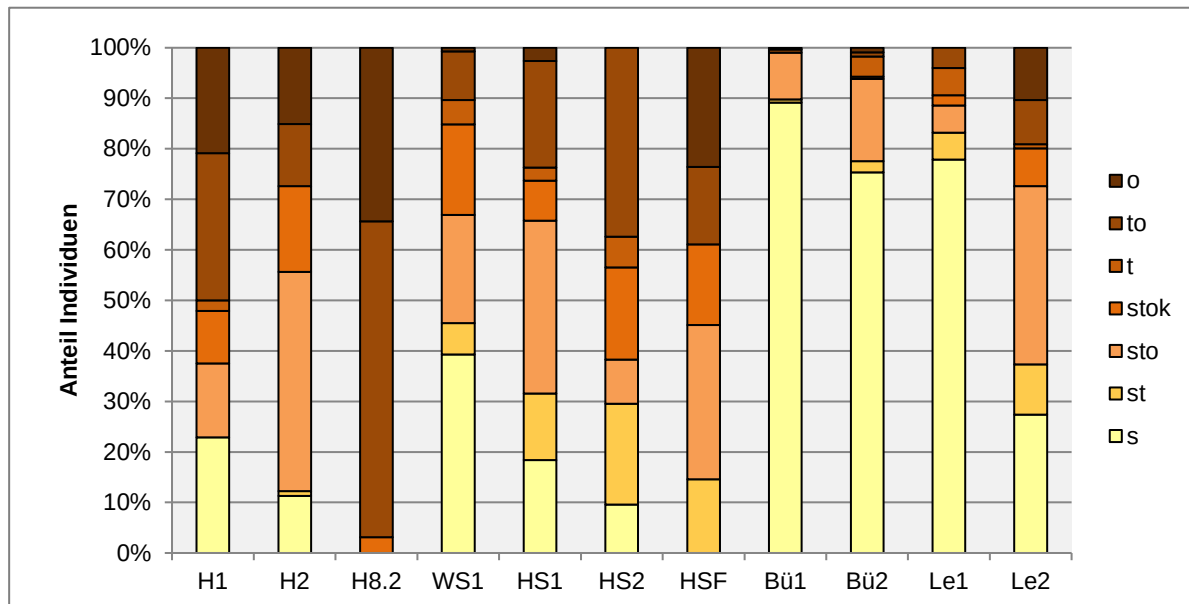


Abbildung 65: Bevorzugte Substrate der an den Probestellen gefundenen Uferarten, gewichtet nach der Anzahl der Individuen. Bevorzugte Substrate: s = Sand; st = Sand und Schluff/Ton; sto = Sand, Schluff/Ton und organisches Material; stok = alle Substrate; t = Ton/Schluff; to = Ton/Schluff und organisches Material; o = organisches Material.

Am Altwasser (H8.2) wurden kaum stenotope Uferarten gefunden, lediglich je ein Exemplar von *Bembidion articulatum* und *Bembidion obliquum*. Die dort vorkommenden Arten sind auf Substrate spezialisiert, die reich an organischem Material sind. Am häufigsten gefunden wurden *Elaphrus cupreus* und *Bembidion doris*. Bei *Elaphrus cupreus* handelt es sich um eine Art der vegetationsreichen Ufer und Bruchwälder, *B. doris* steht auf der Vorwarnliste und bevorzugt Sümpfe, Röhrichte und Ufer mit organischem Substrat.

In der künstlich geschaffenen Flutmulde im Zentrum der Hammer Schleife wurden hauptsächlich Arten vegetationsreicher Ufer und ufernaher Feuchtbiopte gefunden. Bemerkenswert ist der Fund von drei Exemplaren von *Blethisa multipunctata* im Mai 2018. Die Art ist in Niedersachsen als stark gefährdet gelistet und tritt nach Westen immer seltener auf. Ebenfalls stark gefährdet eingestuft ist *Agonum versutum*, der vor allem bei höheren Wasserständen zu finden war und im Jahr 2018 die am häufigsten gefundene Art war. Ausschließlich an der Flutmulde wurde auch *Agonum marginatum* angetroffen, ein eigentlich nicht seltene Art vegetationsreicher Ufer. Bei niedrigem Wasserstand traten in den Trampelpfaden der Rinder, die den letzten verbliebenen Tümpel in der Mulde als Tränke nutzten, *Stenolophus mixtus* und *Stenolophus teutonius* in hohen Dichten auf. Die letztgenannte Art ist als Besiedler derartiger Störstellen bekannt (TRAUTNER 2006) und wurde ausschließlich dort gefunden.

5.6.3.3 Naturschutzfachlich relevante Arten

Im Untersuchungsgebiet konnten 26 Arten nachgewiesen werden, die nach der Roten Liste Niedersachsen (ASSMANN ET AL. 2003) oder der Roten Liste Deutschlands (TRAUTNER ET AL. 2016) als gefährdet eingestuft sind oder auf der Vorwarnliste stehen. Bei insgesamt 130 nachgewiesenen Arten machten die naturschutzfachlich relevanten einen Anteil von 20% aus. Auf die Fänge mit Bodenfallen entfielen dabei 17 gefährdete Arten (15,5%). Bei den Handfängen waren es 14 Arten (23,3%), die mit insgesamt 22,2% auch einen vergleichsweise großen Teil der gefangenen Tiere ausmachten.

Die meisten gefährdeten Arten wurden im Gewässerrandstreifen der Mittelradde (U1) erfasst. Dabei handelt es sich überwiegend um feuchtgebietstypische Arten wie *A. versutum* und *Agonum piceum* oder auch kletternde Röhrichtbewohner wie *Demetrius monostigma*. Ähnlich viele gefährdete Arten traten auf den Flächen „Hammer Schleife“ (U9) und „Wester Schleife“ (U10) auf. Dort waren es vornehmlich Arten trockener Standorte wie *Amara kulti*, *Amara lucida*, *Amara tibialis*, *Harpalus anxius* und *Harpalus griseus*. Im übrigen Projektgebiet wies nur die Fläche U4 Rote-Liste-Arten der trockenen Lebensräume auf. Wie bereits während der Renaturierung war die mit der höchsten Stetigkeit gefangene und gefährdete Art *Acupalpus exiguus*. Die übrigen Arten traten dagegen überwiegend als Einzelfunde auf.

Bei den Handfängen traten die meisten naturschutzfachlich relevanten Arten auf den offenen, sandigen Rohbodenstandorten im nördlichen Projektabschnitt auf. Gerade die auf sandige Uferbereiche spezialisierten Arten *Bembidion litorale* und *Omophron limbatum* erreichten dort hohe Aktivitätsdichten (Tabelle 40). *O. limbatum* trat an allen beprobten Fließgewässern auf und fehlte nur am Altwasser und der Flutmulde auf der „Hammer Schleife“. Besonders erfreulich ist der Fund eines Exemplars von *Elaphrus aureus* am wiederangeschlossenem „Lehrter Altarm“. Beschattete Uferbereiche unter Weiden, wie sie von *E. aureus* benötigt werden, waren in diesen Bereichen am häufigsten zu finden. Die stärker von Schlamm geprägten Probestellen im südlichen Projektabschnitt wiesen geringfügig weniger gefährdete Arten bei weitaus niedriger Aktivitätsdichte auf. Gleiches gilt für die Probestelle am Bleichenholter Graben. Der begradigte Unterlauf der Mittelradde schneidet am schwächsten ab. Dort fehlt es an geeigneten Rohbodenflächen.

Im Vergleich zu den Ergebnissen der Jahre 1999-2003 konnten im Rahmen der Erfolgskontrolle sieben naturschutzfachlich relevante Arten nicht mehr nachgewiesen werden. Dazu zählen neben *Acupalpus brunnipes* und *Acupalpus dubius*, die bereits damals nur als Einzelfunde nachgewiesen worden waren, *Agonum gracile*, *Agonum viridicupreum*, *Anthraxus consputus*, *Harpalus signaticornis* und *Pterostichus gracilis*. Im Rahmen zweier Abschlussarbeiten konnten noch ein Exemplar von *H. signaticornis* auf der Fläche „Hammer Schleife“ und vier Exemplare von *P. gracilis* in einem Rohrglanzgras-Röhricht nahe Fallenreihe U1 gefunden werden. *Agonum viridicupreum* und *Anthraxus consputus* konnten in den Jahren '99-'03 noch regelmäßig in teils zweistelliger Zahl nachgewiesen werden.

Dem gegenüber stehen 17 Rote-Liste-Arten, die neu im Projektgebiet nachgewiesen werden konnten, zwei davon im Rahmen der erwähnten Abschlussarbeiten. Zu den bedeutendsten Neufunden gehören *Elaphrus aureus*, der nun wiederholt im Projektgebiet gefunden werden konnte, der gleich in mehreren Exemplaren angetroffene *Blethisa multipunctata* und regelmäßige Fänge von *Agonum versutum*. Neben auen- und feuchtgebietstypischen Arten wurden auf den Flächen „Hammer Schleife“ und „Wester Schleife“ mit *Amara lucida*, *Harpalus griseus* und *Harpalus anxius* auch Arten gefunden, die auf trockenere Sandstandorte wie dort befindlichen Binnendünen oder Schwemmfächer angewiesen sind. Einige erwähnenswerte Funde werden im Folgenden näher vorgestellt:

Elaphrus aureus – Die Art bevorzugt sandige Ufer mit hoher Vegetationsdichte. Wichtig für das Vorkommen der Art sind eine starke Beschattung und feuchter, sandiger Untergrund (FRITZE 2007). Diese typische Auenart gilt als äußerst ausbreitungsschwach, die nächsten bekannten Vorkommen befanden sich zum Zeitpunkt der Renaturierung an der Ems (GÜNTHER & HÖLSCHER 2004). Aktuell gibt es eine Fundmeldung vom Unterlauf der Hase, ca. 10km unterhalb des Projektgebietes. Mit jeweils einem Exemplar im Jahr 2017 und 2018 konnte die Art an einem Weidengebüsch (U5) mit Bodenfallen wiederholt nachgewiesen werden. Ein weiteres Exemplar wurde an Ufer-Probestelle Le1 am wiederangeschlossenen „Lehrter Altarm“ auf einem Rohbodenstandort unter Weiden gefunden.

Blethisa multipunctata – Die Art besiedelt die Wechselwasserzone stehender Gewässer, insbesondere Flutdürfel, und ist vor allem im zeitigen Frühjahr anzutreffen. Sie hat eine ausgesprochen amphibische Lebensweise und ist in der Lage längere Zeit unter Wasser zu verbringen (ARENS 1984). In Niedersachsen wird sie als stark gefährdet eingestuft, wobei die Häufigkeit der Art nach Westen stark abnimmt. Drei Exemplare konnten im Mai 2018 an der Flutdürfel bei hohem Wasserstand gefangen werden.

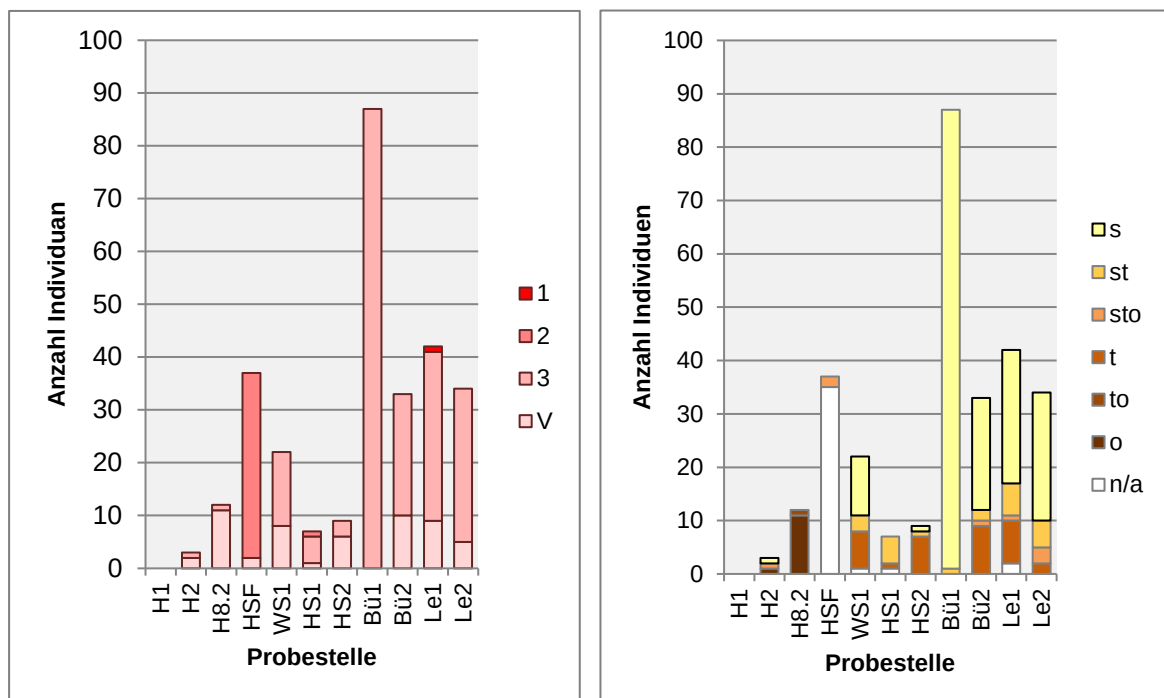


Abbildung 66: links: Individuenanzahlen in Niedersachsen gefährdeter Arten und Arten der Vorwarnliste an den Ufer-Probstellen, getrennt nach Gefährdungsstatus. rechts: Individuenanzahlen gefährdeter Arten und Arten der Vorwarnliste, aufgeschlüsselt nach Substratpräferenz. **s** = Sand; **st** = Sand/Ton; **sto** = Sand/Ton/Kies; **t** = Ton/Lehm; **to** = Ton/Organisch; **o** = organisches Substrat; **n/a** = keine Angabe.

Bembidion ruficollis – Bei dieser Art handelt es sich um einen Bewohner offener, sandiger Uferrohobden (LINDROTH 1985). Sie breitet sich seit einigen Jahrzehnten kontinuierlich von Osten her in Deutschland aus (FRITZE ET AL. 2017). Der bisher westlichste Fundort liegt am Rhein bei Kleve (HEIJERMANN & WILLEMSSEN 2014). Im Jahr 2011 wurde die Art erstmals bei Rheine gefunden (HANNIG & OELLERS (2013). Als kontinentale Art ist *B. ruficollis* auf warme Sommer angewiesen. Es wird vermutet, dass die Ausbreitung der Art im Zusammenhang mit dem Klimawandel steht (FRITZE ET AL. 2017). Ein Exemplar wurde auf der Sandbank bei Bückelte (BÜ1) gefangen.

5.6.4 Zusammenfassung & Schlussfolgerungen

Das Untersuchungsgebiet verfügt mit 136 aktuell nachgewiesenen Arten über ein umfangreiches Artinventar. Es umfasst damit 33,7% aller laut Roter Liste in Niedersachsen vorkommenden Arten (ABMANN ET AL. 2003) sowie 47,7% aller aktuell im Weser-Ems-Gebiet gemeldeten Arten (laufkäfer.de). Dies lässt sich in erster Linie dem breiten Spektrum nasser bis trockener Lebensräume zuschreiben, die im Projektgebiet vorzufinden sind. Eine vergleichbar hohe Artanzahl wurde zwar bereits im Zeitraum 1999 bis 2003 nachgewiesen (LEHMANN et al. 2004), doch da Laufkäfer vom allgemeinen Artenrückgang, der bei vielen Insektengruppen zu beobachten ist, nicht ausgenommen zu sein scheinen (HALLMANN ET AL. 2018, HALLMANN ET AL. 2017, SORG ET AL. 2013), ist es bereits als positiv zu werten, dass das Artinventar weitestgehend erhalten werden konnte.

Eine klare Verbesserung hat in Hinblick auf das Vorkommen gefährdeter Arten stattgefunden. Mit *Elaphrus aureus* konnte nun erstmals eine in Niedersachsen vom Aussterben bedrohte Art der Uferweidengebüsche wiederholt im Projektgebiet nachgewiesen werden. Weiterhin bemerkenswert sind die Funde von *Blethisa multipunctata* und *Agonum versutum*, wobei letztere Art an mehreren Probestellen gefangen werden konnte. Beide Arten gelten als in Niedersachsen stark gefährdet.

Dagegen hat sich der Charakter der Laufkäferzönose seit Beginn der Untersuchungen 1999 im Ganzen kaum verändert. Wie zu Beginn machen Arten der Auen- und Feuchtlebensräume zwar knapp die Hälfte des Artinventars, doch nur 15 bis 20 Prozent der Gesamtindividuenzahl aus. Auch 14 Jahre nach Abschluss des E+E-Vorhabens dominieren eurytope Arten sowie mesophile Arten der offenen Kulturlandschaft.

5.6.4.1 Ökologische Wirksamkeit der Deichrückverlegung

Wie bereits gegen Ende der wissenschaftlichen Begleituntersuchungen im Jahr 2003 ist auch heute festzustellen, dass ein Arten-Turnover zugunsten auentypischer Arten, wie es für die Zeit nach der Deichrückverlegung erwartet wurde, ausgeblieben ist. Im Endbericht des Renaturierungsvorhabens wurde die unzureichende ökologische Wirksamkeit der Deichrückverlegung vor allem auf die Eintiefung der Hase infolge des technischen Ausbaus zurückgeführt. Diese führte durch eine Absenkung des Grundwasserpegels und eine verringerte Überflutungshäufigkeit letztendlich zur Entkopplung von Fluss und Aue. Für eine zu niedrige Überflutungshäufigkeit spricht die hohe Stetigkeit, mit der nicht-überflutungstolerante Arten wie *Poecilus versicolor* und *Pterostichus melanarius* (FUELLHAAS 2000) auf beinahe allen Untersuchungsflächen auftreten.

Zur Verbesserung der Wirksamkeit empfahlen die damaligen Bearbeiter daher eine Sohlenerhebung bei gleichzeitiger Laufaufweitung als ergänzende Maßnahmen zur Deichrückverlegung, um so die Häufigkeit und Dauer von Überschwemmungen zu erhöhen. Des Weiteren wurde unter Bezug auf das E+E-Vorhaben an der Berkel der Verschluss bzw. Aufstau von Entwässerungsgräben in weiten Teilen des Projektgebietes empfohlen, um die Grundwasserpegel anzuheben und die Entwicklung von Feuchtgrünländern und Auwaldstandorten voranzutreiben (UNIVERSITÄT OSNABRÜCK 2004).

Prinzipiell erscheinen diese Schlüsse auch aus heutiger Sicht richtig. Neben der anthropogenen Eintiefung der Hase gilt es allerdings noch einen weiteren, natürlichen Faktor zu berücksichtigen, der der Aufrechterhaltung der zur Ausprägung einer auentypischen Laufkäferzönose nötigen Bodenfeuchte entgegenwirkt, nämlich den sandigen Untergrund der Hase-Aue. Dieser führt zu einem raschen Wiederabsinken der (Grund-)Wasserstände nach

Überflutungen und zu äußerst steilen Feuchtigkeitsgradienten. In den aktuellen Ergebnissen äußert sich dies dahingehend, dass nennenswerte Individuenanteile auen- und feuchtgebietstypischer Laufkäferarten nur im unmittelbaren Umfeld der Still- und Fließgewässer oder tiefergelegenen, von Staunässe geprägten Biotoptypen wie Röhrichten, nassen Hochstaudenfluren und Auwaldstandorten zu verzeichnen waren. Bereits relativ geringe Distanzen zu den Gewässern reichen aus, um auentypische Arten gegenüber mesophilen Arten der offenen Kulturlandschaft völlig in den Hintergrund treten zu lassen (GROOS 2018).

Angesichts dieser Aspekte ist auch die recht positive Entwicklung der Laufkäferzönose auf der Untersuchungsfläche U7 wahrscheinlich mehr der Nutzungsaufgabe mit nachfolgender Sukzession und der Nähe zu einem verlandenden Altwasser zuzuschreiben, als einer Veränderung des Hydroregimes infolge der Deichrückverlegung. Zudem ist zu bedenken, dass ähnliche Verhältnisse bereits zu Beginn der Renaturierung auf der Vergleichsfläche außerhalb des Deiches vorherrschten, die sich mittlerweile zu einer nassen Hochstaudenflur entwickelt hat.

Der sandige Untergrund der Hase-Aue kann allerdings nicht nur als Nachteil, sondern auch als Stärke des Projektgebietes verstanden werden. Zwar mindert er die hydrologische Koppelung von Fluss und Aue, doch ermöglicht er durch steile Feuchtigkeitsgradienten ein Nebeneinander von Biotoptypen verschiedenster Feuchtgrade, wie es in einer Lehmaue wahrscheinlich nicht denkbar wäre. Dieses Nebeneinander spiegelt sich im breiten Artenspektrum des Untersuchungsgebietes wider. Nichtsdestotrotz wäre eine weitere Förderung auentypischer Feuchtbiopte durch zusätzliche Maßnahmen zur Wiedervernässung zu begrüßen. Schließlich machen diese Lebensräume, die gerade für die wertgebenden Auenarten von besonderer Bedeutung sind, nur einen verhältnismäßig kleinen Flächenanteil des Untersuchungsgebietes aus.

5.6.4.2 Wiederanschluss von Altwässern

In weiten Teilen des untersuchten Laufabschnitts der Hase dominieren die steilen, mit Rohrglanzgras bewachsenen Böschungskanten des verfallenden Regelprofils. Rohböden sind in diesen Bereichen in der Regel nur kleinflächig vorhanden. Es handelt sich dabei um Teile der Gewässersohle, die mit organischem Material versetzt sind und bei niedrigen Wasserständen trockenfallen. Diese Uferstellen werden hauptsächlich von Arten besiedelt, die wie *Bembidion articulatum* weniger stark auf einen bestimmten Substrattyp spezialisiert sind oder wie *Bembidion dentellum* und *Dyschirius tristis* höhere Anteile organischen Materials bevorzugen.

Eine deutlich höhere Anzahl wertgebender Uferarten war auf rein sandgeprägten Rohbodenstandorten zu finden. Dort traten Charakterarten sandiger Ufer wie *Bembidion litorale*, *Dyschirius thoracicus* und *Omophron limbatum* in hohen Dichten auf. Dieser Rohbodentyp ist an der Projektstrecke jedoch nur an wenigen Stellen zu finden und fehlt abschnittsweise völlig. Eine Ausnahme bilden die beiden wiederangeschlossenen Altarme bei Lehrte und Lahre, an deren Ufern vergleichsweise viele sandige Rohböden vorhanden sind. Überhaupt stellt dieser Abschnitt mit seinen Uferabbrüchen, Uferweidengebüsch und Sturzbäumen einen positiven Kontrast zum übrigen Projektabschnitt dar. Dieser Strukturreichtum dürfte darin begründet sein, dass die Ufer dieses Abschnitts im Gegensatz zum Rest der Projektstrecke nie befestigt wurden, wodurch die eigendynamischen Kräfte der Hase besser greifen können. Der deutlichste Beleg für die gute Entwicklung dieses Uferabschnitts ist der wiederholte Fund des in Niedersachsen vom Aussterben bedrohten *Elaphrus aureus*. Der Wiederanschluss der Altarme ist aus carabidologischer Sicht somit sicherlich als Erfolg zu werten. An diesem Beispiel zeigt sich, dass die Eigendynamik der Hase durchaus in der Lage ist, die

gewünschten Uferstrukturen zu schaffen, sofern man dies zulässt. Auf der übrigen Projektstrecke besteht dagegen noch Entwicklungspotential. Dort wären Initialmaßnahmen zur Förderung naturnaher Uferstrukturen dringend angebracht.

Im Jahr 2016 sind an mehreren Stellen im mittleren Projektabschnitt vom NLWKN derartige Maßnahmen umgesetzt worden, bei denen unter anderem die Uferpartie abgegraben und abgeflacht wurde. Zwei dieser Stellen wurden im Mai und Juni 2018 versuchsweise mit Handfängen untersucht. Es zeigte sich, dass diese Abgrabungen gut von ripicolen Laufkäfern angenommen wurden. Gerade an besonders sandgeprägten Abgrabungen traten wertgebende Arten in hoher Dichte auf. Darüber hinaus konnten in den höhergelegenen Partien dieser Abgrabung mit *Cicindela hybrida* und *Amara spreta* zwei Arten gefunden werden, die vorzugsweise offene Sandböden besiedeln, aber keine explizite Bindung an Uferstandorte zeigen. Aller Wahrscheinlichkeit nach wird die Maßnahme jedoch nur von vorübergehendem Nutzen für die genannten Arten sein, da die Abgrabungen bereits im August ihren Rohbodencharakter infolge fortschreitender Sukzession weitgehend verloren hatten.

In Bezug auf das Management der Gewässer und des Gewässerumfeldes ist anzumerken, dass am Bleichenholter Graben der Gewässerrandstreifen an der südöstlich gelegenen Mahdwiese nicht eingehalten wird. Die Nutzung erfolgt dort bis fast an die Böschungskante heran. Da gerade die Gewässerrandstreifen zu den Probestellen im Projektgebiet gehören, die höhere Anteile auen- und feuchtbiooptypischer Arten aufwiesen, und sie einen potentiellen Ausbreitungskorridor darstellen, wäre es wichtig, dass der Randstreifen am Bleichenholter Graben über die ganze Länge und in voller Breite eingehalten wird.

5.6.4.3 Anlage einer Flutmulde

Zwar liegen aus der Flutmulde im Zentrum der „Hammer Schleife“ keine Altdaten vor, sodass sich die Entwicklung der Laufkäfergemeinschaft an dieser Probestelle nicht beurteilen lässt, doch zeigen die aktuellen Ergebnisse, dass sie als Lebensraum für verschiedene Habitatspezialisten dient, darunter zwei der seltensten und am stärksten bedrohten Arten, die im Rahmen dieser Erfolgskontrolle erfasst werden konnten. Bei Letzteren handelt es sich um *Blethisa multipunctata* und *Agonum versutum*, die die ausgedehnte Wechselwasserzone dieser sehr flach gestalteten Flutmulde besiedeln. Diese und weitere Arten mit sehr hohem Anspruch an die Wasserversorgung wurden insbesondere bei höheren Wasserständen angetroffen. Mit sinkenden Wasserständen traten zunehmend Arten vegetationsreicher Ufer wie *Agonum marginatum* und *Elaphrus cupreus* in Erscheinung. In Trittstellen der Rinder, die auf der Fläche weiden, traten zudem *Stenolophus mixtus* und *Stenolophus teutonius* in höheren Zahlen auf. Letztere Art ist dafür bekannt derartige Störstellen zu besiedeln (TRAUTNER 2006) und wurde im Projektgebiet nur an dieser Stelle gefunden.

5.6.4.4 Anlage von Neodünen

Die Besiedlung der Neodünen auf der „Hammer Schleife“ durch Laufkäfer wurde 2017 im Rahmen einer Masterarbeit (BICKHOFE 2017) untersucht. Es stellte sich heraus, dass sich die Zusammensetzung der Artgemeinschaft auf den Neodünen maßgeblich von der auf der natürlichen Düne unterschied. Im Gegensatz zur Altdüne wurden kaum xerophile Arten offener Sande gefangen, dagegen traten feuchtigkeitsindifferente Waldarten und hygrophile Arten vermehrt auf. Als Ursache wurden Staunässe durch die unbeabsichtigte Verdichtung des Bodens in der Bauphase und der dichte Kiefernaufwuchs auf den Neodünen diskutiert. Diese Punkte müssten behoben werden, um die Eignung der Neodünen als Lebensraum für typische Sandrasenarten zu verbessern. Des Weiteren stellte sich heraus, dass ein Schwemmflächchen, der im Jahr 2002 infolge eines Hochwassers auf der Fläche entstand, durchaus von Arten offener Sande besiedelt wurde, wenn auch in geringerer Zahl als auf der Altdüne.

5.7 Zusammenfassende Auswertung – E+E-Vorhaben „Hase-Aue“

BEARBEITUNG: STEFFEN STEENKEN, MARCEL KLEINSCHMIDT, DOMINIQUE REMY – UNIVERSITÄT OSNABRÜCK

Um den Gesamterfolg des E+E-Vorhabens einschätzen zu können, wird im Nachfolgenden zunächst noch einmal die Gesamtentwicklung der untersuchten Organismengruppen kurz skizziert. Im Anschluss erfolgt die Zielkontrolle, in der geprüft wird, inwiefern die beobachteten Entwicklungen den Zielstellungen entsprechen und somit die Ziele erreicht wurden. Auf gleiche Weise werden dann auch die Maßnahmen auf ihren Erfolg hin betrachtet. Darauf folgen eine Zusammenstellung verschiedener Problemfelder, die sich ggf. negativ auf den Vorhabenserfolg ausgewirkt haben, und eine Auflistung von Empfehlungen für die weitere Entwicklung des Projektgebietes. Zuletzt wird der Gesamterfolg des Vorhabens im Fazit abschließend bewertet.

5.7.1 Entwicklungstrends im Überblick

Die Entwicklung des Projektgebietes ist aus vegetationskundlicher Seite in erster Linie von der großflächigen Umwandlung intensiv genutzter Ackerflächen in Extensivgrünland und Sukzessionsflächen geprägt. Die daraus hervorgegangenen extensiven Mahdwiesen, die weite Bereiche der Aue einnehmen, sind in der Regel kennartenarm und relativ trocken. Ähnliches gilt für viele der Sukzessionsflächen, deren Erscheinungsbild oft von Rainfarn-Beifuß-Gesellschaften bestimmt wird. Feucht- und Nasswiesen sowie Röhrichte und Großseggenriede nehmen dagegen nach wie vor relativ geringe Flächenanteile ein. Feuchte Waldbestände und Brachen weisen Eutrophierungstendenzen auf.

Besonders positive Entwicklungen sind vor allem im Umfeld der Still- und Fließgewässer zu verzeichnen, wo sich teils großflächige Bestände der Reisquecke (*Leersia oryzoides*) etabliert haben. Grundsätzlich gute Ergebnisse sind durch die Neuanlage und Teil-Revitalisierung von Stillgewässern erreicht worden. Beispielsweise bildete sich in einer Flutmulde im südlichen Projektabschnitt ein ausgedehnter Bestand der Wasserfenchel-Sumpfkressen-Gesellschaft in einer Fazies mit Schild-Wasserhahnenfuß (*Ranunculus peltatus*). Auch die Gräben des Projektgebietes verfügen oftmals über eine abwechslungsreiche Vegetation. Die Fließgewässervegetation hat sich ebenfalls positiv entwickelt, besitzt aber noch viel Entwicklungspotential (MLYNEK 2018).

Von der großflächigen Etablierung extensiver Grünlandwirtschaft haben vor allem die Heuschrecken des Projektgebietes profitiert. Auf Mähwiesen und trockenen Extensivweiden hat sich diese Artengruppe am stärksten entwickelt, sodass diese Flächen nun nach NLO-Verfahren als „auf Landesebene schutzwürdig“ einzustufen sind. Gleichzeitig ist mit *Omocestus viridulus* eine hygrophile Art aus dem Projektgebiet verschwunden, während andere hygrophile Arten Bestandsrückgänge aufweisen.

Die Laufkäferfauna der Aue ist nahezu unverändert geblieben und weiterhin von mesophilen Arten der offenen Kulturlandschaft dominiert. Auen- und feuchtlebensraumtypische Arten sind aktuell nur in unmittelbarer Gewässernähe oder nassen Senken zu finden, die im UG eher die Ausnahme darstellen. Besser hat sich die Situation an den Ufern der Hase entwickelt. Dort profitierten ripicole Arten deutlich von den Altarmanschlüssen und der sich dort abspielenden Uferdynamik. Dort konnte nun auch, unter Uferweidengebüschen, das Vorkommen des in Niedersachsen vom Aussterben bedrohten *Elaphrus aureus* festgestellt werden. Auf der übrigen Projektstrecke beschränkt sich die ripicole Carabidenfauna auf wenige, punktuell auftretende Anlandungen und Uferabbrüche, die i.d.R. gut besiedelt werden. Zu einem kleinen carabidologischen Highlight hat sich die bereits angesprochene Flutmulde

entwickelt, die aufgrund ihrer Wasserstandsdynamik und Vegetationsstruktur eine von Pionieren und Spezialisten geprägte Laufkäfergemeinschaft beherbergt, u.a. den in Westniedersachsen sehr seltenen *Blethisa multipunctata*.

Die Amphibienfauna des UG ist mit vier Arten weiterhin artenarm. Die Bestände zeigen allerdings durchweg positive Entwicklungstrends. Zudem konnte sich der Teichmolch im Gebiet ansiedeln.

Erstmals im Rahmen dieser Erfolgskontrolle untersucht worden sind Libellen und Avifauna. Die Zustandsbewertung der Libellenfauna fällt im Allgemeinen sehr positiv aus, vor allem aufgrund des relativ breiten Angebotes unterschiedlicher Stillgewässer in der Aue. Besonders ein Fund der Großen Moosjungfer (*Leucorrhinia pectoralis*) ist hierbei hervorzuheben. Es fehlt jedoch an typischen Fließgewässerarten. Selbst für die Gebänderte Prachtlibelle (*Calopteryx splendens*) konnte die Bodenständigkeit nicht sicher nachgewiesen werden.

Deutlich ambivalenter stellt sich der Zustand der Avizönose dar. Grundsätzlich zeichnet sie sich durch einen hohen Artenreichtum aus. Dieser geht in erster Linie auf eine Vielzahl wenig spezialisierter Arten zurück, insbesondere Insektenfressern, die von der Nutzungsextensivierung und Strukturanreicherung der Flächen profitierten. Diese Entwicklung kam augenscheinlich vor allem dem Feldschwirl, dem Baumpieper und der Nachtigall zugute. Gut vertreten sind auch Arten der Erlenbruchwälder. In Hinblick auf Arten der Feuchtwiesen und der Auengewässer weist das UG allerdings große Defizite auf. Diese Gruppen sind nur fragmentarisch vorhanden. Besonders drastisch zeigt sich dies im völligen Fehlen des Kiebitzes im UG und eines einzigen Brutversuches des Brachvogels außerhalb der Probeflächen.

Tabelle 42: Überblick über die Entwicklung der an der Hase untersuchten Artengruppen. Für jede Artengruppe ist der Zustand im Allgemeinen (allg.) und speziell in Hinblick auf wertgebende Arten (**wertg.**) angegeben. Zustände: rot = rudimentär; orange = defizitär; gelb = mäßig; hellgrün = gut; dunkelgrün = sehr gut. Entwicklungstrends: ↗ = positiv; → = gleichbleibend; ↘ = negativ. Erfolg: rot = sehr negative Veränderung; orange = negative Veränderung; gelb = keine Veränderung; hellgrün = positive Veränderung; dunkelgrün = sehr positive Veränderung.

Parameter		Zustand			Maßnahmen	Erfolg
		'99	'03	'18		
Vegetation	allg.		↗	↗	Positiv: Extensivierung, Nutzungsaufgabe, Anlage & Revitalisierung von Stillgewässern	+
	wertg.		↗	↗		
Amphibien	allg.		↗	↗	Positiv: Anlage & Revitalisierung von Stillgewässern	+
	wertg.		→	↗		
Heuschrecken	allg.		↗	↗	Positiv: Extensivierung, Nutzungsaufgabe	+
	wertg.		→	↘		
Libellen	allg.				Positiv: Anlage & Revitalisierung von Stillgewässern, Extensivierung, Nutzungsaufgabe	
	wertg.					
Laufkäfer	allg.		→	→	Positiv: Reduzierte Gewässerunterhaltung, Anlage einer Flutmulde, Nutzungsaufgabe	+
	wertg.		→	↗		
Avifauna	allg.				Positiv: Extensivierung, Nutzungsaufgabe	
	wertg.					

5.7.2 Zielkontrolle

Ziel des Vorhabens war die Entwicklung einer beispielgebenden Vorgehensweise zur „Wiederherstellung der natürlichen Flusssdynamik in der Haseaue im Landkreis Emsland sowie Sicherung bzw. Entwicklung auentypischer Biotope“ (LANDKREIS EMSLAND 2005). Als Leitbilder dienten DAHL & HULLEN (1989) und FINCK et al. (1997).

5.7.2.1 Entwicklung und Erhalt von Auenbiotopen

Zu den Auenbiotopen, die flächenmäßig zugenommen haben, zählen Weichholzauwald, Grauweidengebüsche, Uferweidengebüsche und Rohbodenflächen im Uferbereich. Weichholzauwald und Grauweidengebüsche haben ihre Fläche vervierfacht. Der Zuwachs entfällt dabei hauptsächlich auf die Bereiche nördlich der Mittelradde und das Umfeld des Bleichenholter Grabens. Rohbodenflächen sind vor allem an den unbefestigten Ufern der wiederangeschlossenen Altarme entstanden. Weitere Pionierstandorte entstanden auf den ehemaligen Deichaufstandsflächen. Dort ist die Vegetation auch heute noch teils lückig und vereinzelt sind dort Silbergras-Gesellschaften zu finden.

Auch für Röhrichte ist prinzipiell ein Zuwachs zu verzeichnen. Wegen hoher Brennesselanteile müssen viele potentielle Röhrichtbestände jedoch als Brache gewertet werden, weshalb der Anteil der Röhrichte auf dem Papier unverändert bleibt.

Nahezu unverändert ist der Anteil der Großseggenriede, Feucht- und Nasswiesen sowie Flutrasen. Dabei war es Ziel der Nutzungsumstellung gewesen, umgewandelte Ackerflächen und extensiviertes Grünland im Lauf der Zeit zu Feucht- und Nasswiesen weiterzuentwickeln. Diese Entwicklung hat nicht stattgefunden. Das Extensivgrünland im UG ist überwiegend kennartenarm und trocken.

Positiv sind jedoch das Auftreten der Reisquecke, deren Bestände an verschiedenen Gewässern im UG zu finden sind, und die Entstehung einer großflächigen Wasserfenchel-Sumpfkressen-Gesellschaft in der zentralen Flutmulde der Teilfläche „Hammer Schleife“. Überhaupt hat sich die Neuanlage und Teil-Revitalisierung von Stillgewässern positiv auf Habitat- und Strukturvielfalt ausgewirkt. Besonders deutlich zeigt sich dies an der recht hohen Artanzahl der Libellenfauna.

Die für die Haseaue ebenfalls typischen Sandmagerrasen und Silbergrasfluren konnten zwar weitgehend erhalten werden, eine flächenmäßige Zunahme ist jedoch nicht zu verzeichnen, da Zuwächse durch die Ausbreitung von Kiefern auf den Neodünen, Sukzession auf Pionierstandorten und die Ausbreitung von Rainfarn wieder getilgt werden.

Alles in allem konnten bestehende Auenbiotope weitestgehend erhalten und auch neue Auenlebensräume geschaffen werden. Die größten Erfolge wurden dabei durch den Wiederausschluss von Altarmen, Einstellung der Unterhaltung, Nutzungsaufgabe und Anlage von Stillgewässern erreicht. Nicht gelungen ist die flächendeckende Etablierung von Feucht- und Nassgrünland.

5.7.2.2 Wiederherstellung der Flusssdynamik am Gewässer und in der Aue

Zur Redynamisierung des Fließgewässers sind neben der Einstellung bzw. Reduzierung der Gewässerunterhaltung und der Laufverlängerung durch Altarmanschluss keine weiteren Schritte unternommen worden. Mit Ausnahme der ehemaligen Altarme sind die Ufer der gesamten Projektstrecke nach wie vor massiv versteint. Die Morphodynamik ist dadurch stark eingeschränkt. Dynamische Elemente wie Uferabbrüche und Anlandungen treten nur sehr

vereinzelt in nennenswertem Umfang auf. Beim Großteil der Uferrohodenflächen handelt es sich dagegen um schmale, bei sommerlichen Niedrigwasserständen trockenfallende Streifen der Gewässersohle.

Interessant ist, dass an der Wester Schleife, wo das Vieh auch die Ufer beweidet, die den Steinschüttungen aufgelagerten Sande nach und nach durch Vertritt in den Fluss abrutschen und so regelmäßig neue Offenböden geschaffen werden. Dies geht jedoch zulasten von Uferstauden und Ufergehölzen.

An den ehemaligen Altarmen bei Lahre und Lehrte, wo die Steinschüttungen fehlen, deutet sich dagegen das Potential der Hase an. Die dortigen Ufer sind von einer ausgeprägten Seitenerosion gekennzeichnet und weisen zahlreiche Uferabbrüche auf, die sich mit dichten Ufergehölzen und Sturzbäumen abwechseln.

In der umliegenden Aue ist kaum Morphodynamik zu beobachten. Zwar wird die Aue seit der Deichrückverlegung in etwa alle zwei Jahre für einige Zeit überstaut, doch scheint dies weder auf die Morphologie, noch Flora oder Fauna nennenswerte Auswirkungen zu haben. Hier wirkt sich höchstwahrscheinlich die tiefliegende Sohle der Hase negativ auf die Häufigkeit und Intensität von Überflutungen aus. Eine Ausnahme bilden ein bis zu 1m mächtiger, ausgedehnter Schwemmfächer und einige Kolke auf der „Hammer Schleife“. Sie entstanden, nachdem bei der Renaturierung ein Uferabschnitt unbeabsichtigter Weise destabilisiert worden war.

So bleibt festzuhalten, dass es – mit Ausnahme der Ufer der ehemaligen Altarme bei Lahre und Lehrte – nicht gelungen ist die Flusssynamik unter den bestehenden Rahmenbedingungen wiederherzustellen.

5.7.2.3 Etablierung eines natürlicheren Wasserregimes

Wie bereits im vorangegangenen Abschnitt erwähnt, sind Überflutungshäufigkeit und -dauer in der Haseaue durch Rückverlegung der Deiche erhöht worden. Die Aue wird nun statt ab einem Pegelstand von 350 cm bereits bei 290 cm geflutet (UNIVERSITÄT OSNABRÜCK 2009).

Dennoch erscheint die Aue als im Ganzen zu trocken: Eine merkliche Ausbreitung von Pflanzengesellschaften mit hohen Ansprüchen an die Bodenfeuchte blieb aus. Die das Erscheinungsbild der Aue prägenden Extensivwiesen sind überwiegend von mittlerem Feuchtegrad oder trocken. Auch die Ergebnisse zu Laufkäfern und Heuschrecken des Projektgebietes lassen keine wesentliche Verbesserung des Wasserregimes erkennen. Bezeichnend ist, dass der Bunte Grashüpfer (*Omocestus viridulus*) aus dem UG verschwunden ist und die Bestände des Sumpfgrashüpfers (*Stethophyma grossum*) wie auch anderer feuchtigkeitsliebender Heuschrecken zurückgegangen sind.

Anhand der vorliegenden Erkenntnisse ist daher festzuhalten, dass die Etablierung eines natürlicheren Wasserregimes trotz Deichrückverlegung nicht geglückt ist. Die Frage, inwieweit dies der geringen Wasserhaltekapazität des sandigen Untergrundes, der großen Einschnitttiefe der Hase oder bereits einer zunehmenden Trockenheit infolge des Klimawandels geschuldet ist, bedarf eingehenderer Untersuchungen.

5.7.2.4 Vergrößerung des Retentionsraumes

Durch die Rückverlegung der Deiche an der Hase sind 392 ha Retentionsraum geschaffen worden. Zur Wirksamkeit der Retentionsraumvergrößerung bei Hochwasserereignissen gibt

es keine konkreten Daten, doch zeigte sich die Wirksamkeit laut LANDKREIS EMSLAND (2005) bei einem Hochwasser im Januar 2003, das zunächst zur Auslösung des Katastrophenalarms für die Städte Haselünne und Meppen führte, dann aber nicht die prognostizierten Wasserstände erreichte: „Ohne den konkreten Nachweis hierfür erbringen zu können ist es augenscheinlich, dass dieses in einem unmittelbaren Zusammenhang mit dem Rückbau der Deiche steht“ (LANDKREIS EMSLAND 2005).

5.7.2.5 Erhöhung der Lauflänge und Verringerung der Strömungsgeschwindigkeit

Die Lauflänge der Hase ist durch den Anschluss der Altarme bei Lehrte und Lahre um 1100 m erhöht worden. Nach Abschluss des E+E-Vorhabens ist außerdem noch der Altarm bei Bückelte an die Hase angeschlossen worden. Dies führte zu einer Laufverlängerung um weitere 600 m. Die Verringerung der Strömungsgeschwindigkeit sollte dazu beitragen, den hydraulischen Stress auf die Gewässersohle zu verringern und die Sohlerosion aufzuhalten oder zumindest zu verlangsamen.

Die unmittelbare Auswirkung der Laufverlängerung auf die mittlere Strömungsgeschwindigkeit der Hase ist nicht erfasst worden. Nach Anschluss der Altarme sind jedoch vermehrt schlammige Ablagerungen an den Ufern der Hase festgestellt worden, die zuvor nicht im Projektgebiet vorkamen. Demnach scheint sich die Schleppkraft und die mittlere Strömungsgeschwindigkeit der Hase verringert zu haben.

5.7.2.6 Biotopverbundsystem in der Haseaue

Ein zusammenhängender Biotopverbund im Projektgebiet ist durch Flächenerwerb, Extensivierung und Reduzierung der Gewässerunterhaltung weitestgehend gegeben. Bereits bestehende, wertvolle Lebensräume wie das Lahrer Moor und die Altarme bei Huden sind so miteinander verbunden worden. Durch die Deichrückverlegung bei Hochwasser ist nun auch wieder ein Austausch zwischen Fließ- und Stillgewässern möglich.

Mittlerweile ist das Projektgebiet, wie auch das Gros der übrigen emsländischen Haseaue, vollständig als FFH-Gebiet und Landschaftsschutzgebiet ausgewiesen. Zudem ist das Projektgebiet, abgesehen von einigen Randbereichen, überwiegend als Naturschutzgebiet ausgewiesen. Damit geht das Projektgebiet in einem großräumigen Schutzgebietsnetz entlang der Hase auf.

Parallel zum E+E-Vorhaben ist 1997 außerdem der Verein zur Revitalisierung der Haseauen e.V. gegründet worden (www.haseauenverein.de). Dieser besteht überwiegend aus den an der Hase gelegenen Kreisen, Städten und Gemeinden und hat seit seiner Gründung diverse Renaturierungsmaßnahmen an der Hase und ihren Zuflüssen umgesetzt.

Ein Biotopverbundsystem ist an der Hase somit erfolgreich initiiert worden.

5.7.2.7 Naturverträgliche landwirtschaftliche Bewirtschaftungsweisen

Im Projektgebiet findet heute überwiegend extensive Grünlandnutzung statt. In der Regel handelt es sich beim Extensivgrünland um Mahdwiesen. Beweidung findet, mit einer Ausnahme, nur auf den Flächen der „Hammer Schleife“ und der „Wester Schleife“ statt. Etwa ein Zehntel des UG wird auch heute noch als Ackerfläche genutzt.

Innerhalb des UG ist das Ausbringen von Dünger und Pestiziden untersagt. Die Mahd soll

gestaffelt stattfinden, d.h. dass immer nur 4 ha auf einmal gemäht werden dürfen. Zwischen den 4 ha großen Schlägen sind Schonstreifen angelegt worden. Die Beweidung im Süden des UG findet mit einer Dichte von etwa einer Großvieheinheit beweidet.

Die extensiven Mahdwiesen fallen überwiegend arten- und strukturarm aus. Artenreiche Feucht- und Nasswiesen sowie Flutrasen bilden die Ausnahme. Dabei handelt es sich meist um Bestände, die bereits zu Beginn des Vorhabens vorhanden waren und durch die extensive Bewirtschaftung erhalten wurden. Die Extensivweiden im Süden des Projektgebietes haben sich dagegen relativ positiv entwickelt, stellen sich aktuell als relativ magere Fettweiden dar und weisen Übergänge zu Sandmagerrasen auf. Die Weiden sind zudem weitaus struktureicher als die Mahdwiesen. Problematisch ist jedoch die Ausbreitung von Rainfarn und Jakobs-Greiskraut auf den Weiden.

Insgesamt wurde eine naturverträglichere Nutzung des Projektgebietes erreicht, wobei die durch Beweidung deutlich mehr erreicht werden konnte als durch Mahd. Die im UG verbliebenen Ackerflächen sollten nach Möglichkeit ebenfalls extensiviert werden.

5.7.2.8 Förderung des regionalen Tourismus

Zur Steigerung von Akzeptanz und Bekanntheit des Vorhabens ist im Projektgebiet ein Radweg mit Aussichtsturm und Infotafeln angelegt worden, der einen Einblick in das Gebiet ermöglicht ohne die sensiblen Kernbereiche zu stören. Der Radweg ist Teil verschiedener Radwander Routen und wird zusammen mit dem Aussichtsturm rege genutzt. Konkrete Angaben zur finanziellen Auswirkung des Vorhabens auf den regionalen Tourismus konnten wir jedoch nicht erhalten.

Am Beginn des Radweges befindet sich das Hofcafé „Biberburg“, das die Nähe zum E+E-Gebiet explizit für sich vermarktet und auch Führungen durch den der Öffentlichkeit zugänglichen Bereich anbietet.

Es sind also durchaus positive Effekte für den regionalen Tourismus zu verzeichnen, die auch für die Bekanntheit des Projektes förderlich sind.

5.7.3 Maßnahmenkontrolle

5.7.3.1 Deichrückverlegung

Wie bereits angesprochen, wurde durch die Maßnahme ein Retentionsraum von 392 ha geschaffen, den die Hase nun ab einem Wasserstand von 290 cm statt wie zuvor erst ab 350 cm erreichen kann. Damit sind also auch die Überflutungshäufigkeit und -dauer erhöht worden.

Durch die Entfernung der Alten Deiche entstand entlang der Hase ein Streifen sandiger Pionierstandorte. Dieser ist auch heute stellenweise noch an seiner schütterten Vegetation zu erkennen und weist vielfach kleine Silbergrasbestände auf.

Durch die nun wieder zugelassenen Überflutungen wird ein Austausch von aquatischen und semiaquatischen Organismen zwischen den Stillgewässern im UG – beispielsweise durch das Verdriften von Laich – sowie zwischen Hase und Stillgewässern ermöglicht. Ein Beispiel ist der Fund von Steinbeißern in einem Stillgewässer in der „Wester Schleife“, die wahrscheinlich bei Hochwasser aus der Hase dort eingewandert sind.

Auf die allgemeine Wasserversorgung der Aue scheint die Deichrückverlegung allerdings

keine erkennbaren Auswirkungen zu haben. Dafür spricht, dass:

- die Flächenanteile von Feuchtlebensräumen sich kaum verändert haben und nach wie vor nur einen kleinen Teil des Gesamtgebietes ausmachen.
- die Laufkäferzönose des UG ebenfalls kaum Veränderungen zeigt und weiterhin von mesophilen Arten der offenen Kulturlandschaft beherrscht wird.
- hydrophile Heuschreckenarten zurückgegangen oder verschwunden sind und sich vor allem eher xero- und thermophile Arten positiv entwickelt haben.

Damit ist festzuhalten, dass durch die Maßnahme in erster Linie der Hochwasserschutz verbessert und die Konnektivität zwischen den Auengewässern wiederhergestellt wurde. Auf den Wasserhaushalt der Aue und damit die terrestrische Flora und Fauna scheint die Maßnahme jedoch keinen erkennbaren Einfluss zu haben.

5.7.3.2 Anschluss der Altarme „Lehrte“ und „Lahre“

Der Wiederanschluss der Altarme erfolge wegen Bedenken von Seiten des Hochwasserschutzes zunächst nur unvollständig. Etwa ein Viertel des Abflusses sollte auch weiterhin über die Durchstiche erfolgen. Dies hatte zur Folge, dass die ehemaligen Altarme nur unzureichend durchströmt wurden und zu verlanden begannen. Erst der vollständige Verschluss der Durchstiche durch den Landkreis Emsland in den Jahren 2007 und 2008 stoppte den Verlandungsprozess.

Da der Wasserstand in den Altarmen vor dem Wiederanschluss 70-80 cm über dem der kanalisierten Hase lag, fielen nach dem Anschluss an den Ufern Teile der Gewässersohle trocken. Diese Rohböden wurden schnell von Pionierpflanzen und ripicolen Laufkäfern besiedelt.

Heute stellen die ehemaligen Altarme den mit Abstand strukturreichsten und dynamischsten Abschnitt der Projektstrecke dar. Die diversen Anlandungen und Uferabbrüche werden auch heute noch von einer Vielzahl spezialisierter Uferlaufkäfer besiedelt. Zudem zeichnen sich die Ufer durch zahlreiche Ufergehölze (i.d.R. Weiden) aus, unter denen sich der in Niedersachsen vom Aussterben bedrohte Laufkäfer *Elaphrus aureus* angesiedelt hat. Auch einige Sturzbäume sind als strukturgebendes Element in diesem Abschnitt vermehrt zu finden.

Unterhalb einer Furt hat sich außerdem ein großer Kolk gebildet, der sich stetig weiter vergrößert und dessen Steilufer von Uferschwalben bewohnt werden. Allerdings scheinen dort auch ehrenamtliche Naturschützer durch das Abstechen der Abbruchkante nachzuhelfen.

Alles in allem ist die Maßnahme als äußerst zielführend zu bezeichnen. Der Laufabschnitt der ehemaligen Altarme zeigt auf, über welches Entwicklungspotential die Hase im Grunde verfügt. Dies ist jedoch vor allem dem korrektiven Eingriff seitens des Landkreises Emsland zu verdanken, denn in ihrer ursprünglichen Ausführung hätte die Maßnahme auf lange Sicht zur Verlandung der Altarme geführt.

5.7.3.3 Reaktivierung des Bleichenholter Grabens

Etwa die Hälfte des Abflusses der Mittelradde ist über einen Abschlag wieder in den als Bleichenholter Graben bezeichneten, ursprünglichen Unterlauf der Mittelradde umgeleitet worden. Die Entwicklung der Fischfauna im Vergleich zur begradigten Mittelradde ist von 1998 bis 2006 durch den Angelsportverein „Hase“ Lahre in Kooperation mit dem

Landesfischereiverband Weser-Ems mit Elektro-Befischungen untersucht worden (ANGELSPORTVEREIN LEHRTE 2006). Es zeigte sich, dass durch die Reaktivierung der Zustand der Fischfauna um zwei Wertstufen von „unbefriedigend“ auf „gut“ verbessert werden konnte, während die Wertung für die begradigte Mittelradde unverändert bei „mäßig“ verblieb.

Die Wasservegetation fällt nach wie vor spärlich aus. Am Abschlag aus der Mittelradde konnte jedoch ein kleines Vorkommen des bundesweit stark gefährdeten Froschkrautes (*Luronium natans*) festgestellt werden.

Grundsätzlich hat sich die Maßnahme somit positiv ausgewirkt. Es ist jedoch anzumerken, dass der Bleichenholter Graben relativ tief in die Aue eingeschnitten ist und auf weiten Strecken kaum Morphodynamik erkennen lässt.

5.7.3.4 Anlage und Revitalisierung von Stillgewässern

Im Rahmen des Vorhabens sind 19 Stillgewässer neu angelegt und weitere 9 teil-revitalisiert worden. An den teil-revitalisierten Gewässern sind Teile der Böschung umgestaltet, Ufergehölze gepflanzt und Tief- sowie Flachwasserzonen angelegt worden. Darüber hinaus ist an zehn Gewässern die Nutzung als Fischteich eingestellt worden.

Strukturell weisen viele der Stillgewässer im UG Defizite auf. Bei vielen der Neugewässer fallen die Ufer zu steil aus, wodurch es an Verlandungsvegetation mangelt. Manche Gewässer werden zudem stark von Ufergehölzen beschattet, andere wiederum völlig gehölzfrei. Auch die aquatische Vegetation ist oft nur schwach ausgebildet. Darüber hinaus werden einige Gewässer beangelt. Das Anfüttern der Fische kann sich negativ auf den Nährstoffhaushalt der Gewässer auswirken.

Positiv ist jedoch, dass einige Gewässer über eine sehr gut ausgebildete Wasser- bzw. Ufervegetation verfügen. Dies betrifft beispielsweise die Flutmulde auf der „Hammer Schleife“ mit ihrer Wasserfenchel-Sumpfkressen-Gesellschaft und ein Neugewässer im Norden des UG (N72) mit einem großen Bestand der Reisquecke und Vorkommen des Südlichen Wasserschlauchs (*Utricularia australis*) und einem kleinen Schnabelseggenbestand (*Caricetum rostratae*).

Auf die zwar artenarme Amphibienfauna des UG hat sich die Maßnahme bestandsfördernd ausgewirkt. In einigen der Stillgewässer konnte nun auch der Teichmolch festgestellt werden.

Die Libellenfauna scheint trotz struktureller Defizite besonders von der Vielzahl unterschiedlicher Stillgewässer zu profitieren. Aktuell beinhaltet das UG über knapp die Hälfte aller im westlichen Tiefland nachgewiesenen Arten. Besonders hervorzuheben ist ein Fund der Großen Moosjungfer, die wahrscheinlich aus dem angrenzenden Lahrer Moor eingewandert ist.

Die Maßnahme ist somit als Erfolg zu verbuchen. Angesichts der noch bestehenden Mängel ist dies jedoch weniger der Qualität der einzelnen Stillgewässer als dem breiten Spektrum unterschiedlicher Gewässertypen zu verdanken.

5.7.3.5 Extensivierung & Nutzungsaufgabe

Auf den Erfolg der Extensivierung wurde bereits unter Punkt 5.7.2.7 eingegangen. Die überwiegend als Mahdwirtschaft betriebene, extensive Grünlandnutzung hat nicht zur erhofften Etablierung von naturraumtypischem Feucht- und Nassgrünland geführt. Dies geht wahrscheinlich auf die Verwendung einer artenarmen Einsaatmischung und die unzureichende Bodenfeuchte vieler Flächen zurück. Im Vergleich zu den Weideflächen im Süden des Projektgebietes fallen die Mähwiesen struktur- und artenarm aus.

Die Nutzungsaufgabe mit anschließender Sukzession führte vor allem zur Ausbreitung verschiedener Brachestadien. Auf trockeneren Flächen sind die Brachen von Rainfarn gekennzeichnet und teils blütenreich. Diese Brachen werden in teils hoher Dichte von insektivoren Vögeln besiedelt, beispielsweise Schwarzkehlchen oder Feldschwirl. Feuchte Brachen sind dagegen artenärmer und von Rohrglanzgras, Wasserschwaden oder Brennesseln geprägt. Wäre nicht der hohe Anteil an Brennesseln, könnten diese Gesellschaften pflanzensoziologisch zu den Rohrglanzgras- bzw. Wasserschwadentrüffeln gestellt werden. Die Feuchtblachen zählen im UG zu den Flächen mit den höchsten Anteilen hygrophiler, autotypischer Laufkäferarten.

Die Nutzungsaufgabe führte somit grundsätzlich zu einer ökologischen Aufwertung der Flächen und in Teilen auch zur Förderung autotypischer Arten. Auch in den Brachen weist jedoch das stete Auftreten von Rainfarn auf eine oftmals zu geringe Bodenfeuchte hin.

Die Beweidung auf den Flächen „Hammer & Wester Schleife“ war insofern zielführend, als dass dort der Fokus auf der Entwicklung von Sandmagerrasen und Heidenelken-Gesellschaften lag. In diese Richtung scheinen sich die Flächen auch allmählich zu entwickeln.

5.7.3.6 Beobachtende Gewässerunterhaltung

Innerhalb des Projektgebiets ist man an den Fließ- und Stillgewässern zu einer sogenannten „beobachtenden Unterhaltung“ übergegangen, d.h. dass auf Unterhaltungs- bzw. Instandsetzungsarbeiten weitestgehend verzichtet wird. Stattdessen wird die Entwicklung der Ufer lediglich beobachtet und nur nach Bedarf eingegriffen.

Durch diese Herangehensweise konnten sich an den Fließgewässern abschnittsweise Uferweiden etablieren und ein von Hochstauden und Röhricht geprägter Gewässerrandstreifen entstehen. Strukturvielfalt und Naturnähe sind somit erhöht worden. Anzeichen von Morphodynamik sind dagegen außerhalb der wiederangeschlossenen Altarme nur sehr vereinzelt zu finden. Dort wird die eigendynamische Entwicklung der Ufer durch die massiven Steinschüttungen begrenzt.

An den Stillgewässern und Gräben konnte sich in einigen Fällen durch das Ausbleiben regelmäßiger Unterhaltungsmaßnahmen eine reich strukturierte Ufervegetation etablieren.

5.7.3.7 Anlage von Neodünen

Die Anlage künstlicher Binnendünen aus ehemaligem Deichmaterial hat nicht zum gewünschten Ergebnis geführt. Dies liegt einerseits daran, dass die Dünen im Zuge der Bauarbeiten zu stark verdichtet wurden, was zu Staunässe führte, andererseits sind dort flächendeckend Kiefern aufgewachsen, die nicht von den Rindern verbissen wurden.

Nur sehr kleinflächig haben fragmentarische Bestände des Diantho-Armerietums auf der südlichen Neodüne Fuß fassen können. Es handelt sich dabei um Stellen, die sehr regelmäßig vom Weidevieh als Ruheplatz aufgesucht und so freigehalten werden.

Mittlerweile ist ein großer Teil der Kiefern entfernt worden. Damit besteht die Chance, dass sich die Ziel-Pflanzengesellschaften in nächster Zeit großflächiger etablieren können.

5.7.4 Problemfelder

Nach wie vor bestehen in der Haseaue **Defizite bezüglich der Eigendynamik und der hydrologischen Kopplung** von Fluss und Aue.

Morphodynamische Prozesse werden in erster Linie durch die massiven Steinschüttungen an den Ufern der kanalisierten Hase unterbunden. Dementsprechend strukturarm präsentiert sich ein Großteil der Projektstrecke. Bei der letzten Gewässerstrukturgütekartierung durch den NLWKN wurden die Ufer überwiegend mit Klasse 6 „stark verändert“ bewertet (www.umweltkarten-niedersachsen.de). In der Aue, abseits der Ufer, sind ebenfalls kaum morphodynamische Prozesse zu erkennen, obwohl die Aue durch die Deichrückverlegung wieder an das Hochwassergeschehen angebunden wurde. Auch eine eigendynamische Unterbrechung der Sukzession durch längere Überstauungen ist im Untersuchungszeitraum nicht beobachtet worden. Dies könnte im Zusammenhang mit der anthropogenen Überprägung des Abflussgeschehens und der großen Einschnitttiefe der Hase stehen.

Auffallend ist auch die Trockenheit weiter Teile der Haseaue. Hierfür gibt es mehrere denkbare Ursachen:

- Der Untergrund der Aue besteht überwiegend aus Sanden, die eine niedrige Wasserhaltekapazität aufweisen und nach Überflutungen und Niederschlägen zu einer raschen Entwässerung und Abtrocknung der Aue führen. Entsprechend stark wirken sich Unterschiede im Grundwasserflurabstand auf die Bodenfeuchte aus, sodass Schwankungen des Grundwasserpegels und Höhenunterschiede im Dezimeterbereich zeitlich wie räumlich zu steilen Feuchtigkeitsgradienten führen können. Diese steilen Gradienten sind im UG auch deutlich anhand der Laufkäferfauna nachzuvollziehen (GROOS 2019).
- Die Hase ist im Projektgebiet tief ins Gelände eingeschnitten. Infolgedessen wirkt sie sich bei sommerlichen Mittel- und Niedrigwasserständen entwässernd auf die sie umgebende Aue aus.
- Die sich im Zuge des Klimawandels häufenden Hitzeperioden und Extremtemperaturen (BRAUSSER et al. 2017) erhöhen die Verdunstungsraten und trocknen die Aue aus.

Es ist davon auszugehen, dass sich alle drei Faktoren gleichzeitig negativ auf die Wasserversorgung der Aue auswirken. Welcher dieser Faktoren dabei am schwersten wiegt, lässt sich anhand der zur Verfügung stehenden Daten nicht beurteilen. Angesichts der jüngsten Entwicklungen ist aber damit zu rechnen, dass gerade der Klimawandel zukünftig eine zunehmende Bedrohung nicht nur für Auen, sondern Feuchtbiootope im Allgemeinen darstellen wird (BRAUSSER et al. 2017).

Sicherlich zählen trockenere Bereiche in einer sandgeprägten Aue zur natürlichen Biotopausstattung. An der Hase nehmen Lebensräume trockener oder mittlerer Ausprägung jedoch einen Großteil der Fläche ein, während Feuchtlebensräume auf einige wenige Senken und das Umfeld von Gewässern beschränkt bleiben. Inwieweit dies dem natürlichen Zustand der Aue entspricht, ist nur schwer zu beurteilen, da hierfür die natürlichen Vorbilder in Mitteleuropa fehlen.

In Hinblick auf die Nutzungsstruktur ist außerdem anzumerken, dass rund 24% der Untersuchungsfläche aus struktur- und artenarmen Glatthaferwiesen und weitere 11% aus Ackerflächen bestehen. Damit besteht rund ein Drittel des UG aus auenfremden Habitaten.

5.7.5 Empfehlungen

Stillgewässer - Zur strukturellen Verbesserung sollten die Uferbereiche neu modelliert werden, um die Ausbildung von Verlandungsvegetation zu ermöglichen. Auch eine teilweise

Auflichtung der Uferbereiche wäre in vielen Fällen zu empfehlen. Die Schaffung von Tief- und Flachwasserzonen würde zudem einerseits das völlige Trockenfallen im Sommer verhindern und die Etablierung aquatischer Makrophyten fördern.

Es sollte zudem in Betracht gezogen werden, einige Stillgewässer gezielt als Lebensraum für die Große Moosjungfer aufzuwerten.

Bei Beweidung der umliegenden Flächen sollten die Stillgewässer zum Schutz der Röhrichte vor Verbiss ausgezäunt werden. Pflegemaßnahmen sollten stets nur abschnittsweise erfolgen, um einen Teil der bestehenden Flora und Fauna zu erhalten.

Außerdem würde die Schaffung neuer Stillgewässer neue Pionierlebensräume schaffen, den Biotopverbund für die Amphibienfauna verbessern, die weitere Ansiedlung wertvoller Pflanzengesellschaften ermöglichen und die Attraktivität der Flächen insbesondere für Vogelarten der Auengewässer und Feuchtwiesen erhöhen.

Management von Nutria, Bisam und Waschbär – Nutria und Bisam schädigen sichtbar die aquatische Vegetation im UG, während der Waschbär eine potentielle Bedrohung für die Amphibienfauna darstellt. Die Arten sollten daher in ihren Beständen reguliert werden.

Verbesserung der Gewässerstruktur – An Hase und Bleichenholter Graben mangelt es vielerorts noch an Totholz. Dieses sollte an geeigneten Stellen in die Fließgewässer eingebracht werden. Zudem sollten die Potentiale für weitere Initialmaßnahmen zur Strukturverbesserung, insbesondere für die Entfernung von Uferverbau, identifiziert werden, um mehr Eigendynamik an der Hase zulassen zu können.

Optimierung des Bleichenholter Grabens – Aktuell scheint der Bleichenholter Graben wegen der reduzierten Abflussmengen nicht in der Lage zu sein, seine Ufer strukturreich zu gestalten. Lediglich unterhalb des Abschlags ist etwas Dynamik zu erkennen. Es sollte daher darüber nachgedacht werden, die Mittelradde wieder vollständig in ihren historischen Unterlauf umzulenken und unterstützend punktuell die Ufer zu destabilisieren.

Sohlanhebung und Laufaufweitung – Um die Kopplung der Hase mit ihrer Aue zu verstärken und das Hydroregime der Aue zu verbessern, sollten Maßnahmen zur Anhebung der Sohle ergriffen werden. Dies könnte u.a. durch Laufaufweitungen erreicht werden, die zudem die Gewässerstruktur verbessern würden.

Verbesserung des Wasserhaushaltes der Aue – Tiefliegende Entwässerungsgräben sollten, wenn möglich, aufgestaut werden, um die umliegenden Flächen zu vernässen. Zudem sollten eventuell noch vorhandene Drainagen aufgehoben und noch vorhandene Rückschlagklappen entfernt werden.

Optimierung der Nutzung – Für strukturarme Mahdwiesen wäre ein Umstieg auf Beweidung oder auf Mahd mit Nachbeweidung zu empfehlen, um die Strukturvielfalt der Flächen zu erhöhen und das Nahrungsangebot für Insektenfresser zu erhöhen. Die Mahd von Wiesen sollte zudem grundsätzlich gestaffelt und mit einer größeren Schnitthöhe stattfinden. Auf den Weiden wiederum müssen Rainfarn und Jakobs-Greiskraut stärker bekämpft werden.

Sukzessionsflächen bzw. Brachen sollten dann gemäht werden, wenn diese andernfalls zu verbuschen drohen und dadurch Lebensräume für Offenlandbewohner wie den Wiesenpieper bedroht sind. Grundsätzlich wäre auch eine weitere Umwandlung noch vorhandener Ackerflächen in Extensivgrünland zu begrüßen.

Pflege der Neodünen – Um die Ansiedlung von Sandmagerrasen und des Diantho-Armerietums zu ermöglichen, sollte der Kiefernaufwuchs auf den Neodünen entfernt werden.

Zusätzlich sollte entschieden werden, ob trotz schlechter Erfolgsaussichten weiter versucht werden soll Vogelarten der Feuchtwiesen zu fördern. Wenn ja, wird es weiterer begleitender Maßnahmen zum Schutz der Wiesenarten auch im Umfeld des Projektgebietes bedürfen, beispielsweise Gelegeschutz und die Reduzierung des Prädationsdrucks. Auch ein gezieltes Monitoring naturschutzfachlich relevanter Brutvogelarten ist zu empfehlen.

5.7.6 Fazit

Als die größten ökologischen Erfolge des Vorhabens haben sich die Neugestaltung und Teil-Revitalisierung von Stillgewässern, der (zunächst unvollständige) Wiederanschluss der Altarme „Lahre“ und „Lehrte“ und der Erhalt von Sandmagerrasen und Silbergrasfluren durch extensive Beweidung herausgestellt. Hinzu kommen die Förderung des lokalen Tourismus durch die Anlage eines Radweges mit Aussichtsturm und – nicht zuletzt – die Gründung des Vereins zur Revitalisierung der Haseauen e.V. als Begleiteffekt des Vorhabens.

Bei der Mehrzahl der Stillgewässer des UG bestehen zwar auch heute Defizite hinsichtlich Struktur und Nutzung, doch bietet die relativ breite Spanne unterschiedlich ausgeprägter Stillgewässer besonders für eine Vielzahl an Libellen geeignete Lebensbedingungen. Darüber hinaus haben sich einzelne Gewässer überaus positiv entwickelt und zeichnen sich durch das Vorkommen seltener Tier- und Pflanzenarten wie der Reisquecke, der Großen Moosjungfer und dem Laufkäfer *Blethisa multipunctata* aus.

Der Anschluss der Altarme „Lahre“ und „Lehrte“ war in seiner ursprünglichen, unvollständigen Umsetzung, bei der nur 75% des Abflusses durch die Altarme geleitet wurde, nicht zielführend. Ohne weiteres Eingreifen wäre damit zu rechnen gewesen, dass sich die Altarme zu Strukturen ähnlich dem Sandfang an der Berkel entwickeln würden. Durch die spätere Korrektur sind die ehemaligen Altarme vor der Verlandung bewahrt worden. Die Sedimente, die sich bis dahin in den Altarmen angesammelt hatten, verteilten sich nach dem vollständigen Anschluss auf der weiteren Laufstrecke der Hase ohne flussabwärts gelegene Ortschaften negativ zu beeinträchtigen. Heute stellen die ehemaligen Altarme die mit Abstand struktureichsten und dynamischsten Abschnitte innerhalb des Projektabschnitts dar, wobei sich aber auch dort die große Einschnitttiefe der Hase bemerkbar macht. An der übrigen Projektstrecke wurde durch die weitgehende Einstellung der Uferunterhaltung ein Gewässerrandstreifen geschaffen, an dem sich stellenweise Uferweiden ansiedeln konnten.

Überwiegend positive Effekte hatte auch die Beweidung im südlichen UG, insbesondere auf der „Hammer Schleife“. Dort präsentieren sich die ehemals intensiv genutzten Flächen als struktureiche (Trocken-)Weiden, in denen sich die Heide-Nelke in einigen Bereichen großflächig ausgebreitet hat. Die gewünschte Etablierung von Silbergras-Fluren und Sandmagerrasen auf den Neodünen wurde dagegen durch Fehler in der Bauausführung und starken Kiefernaufwuchs weitgehend verhindert. Problematisch ist auch das großflächige Auftreten von Rainfarn und Jakobs-Greiskraut.

Ebenfalls positiv zu werten ist die generelle Entwicklung der Sukzessionsflächen. Dort breiteten sich Gehölze der Weichholzaue und Brachen unterschiedlichen Feuchtegrades aus. Letztere weisen hohe Dichten insektivorer Brutvögel auf. Die feuchteren Brachflächen weisen zudem vergleichsweise hohe Anteile hygrophiler bzw. auentypischer Laufkäfer auf.

Nicht gelungen ist dagegen die Umwandlung der vormals intensiv genutzten Agrarflächen in

Feucht- und Nassgrünland. Gerade die durch Einsaat begründeten Mahdwiesen, die den größten Flächenanteil im UG ausmachen, sind sehr schwach charakterisiert und strukturarm ausgeprägt, wahrscheinlich aufgrund der Verwendung einer artenarmen Einsaatmischung. Zudem fallen viele Flächen offenbar auch zu trocken aus, um dort Feuchtgrünland etablieren zu können. Überhaupt nehmen Feuchtlebensräume nur einen sehr geringen Flächenanteil in der Haseaue ein. Während überwiegend feuchte Laubwälder noch etwa ein Viertel des UG ausmachen, machen feuchte Sukzessionsflächen nur 9,7% (44% aller Sukzessionsflächen) und Feuchtgrünland nur 5,7% (10% aller Nutzflächen) der Gesamtfläche des UG aus.

Dies deutet auf eine unzureichende Wasserversorgung der Aue hin. Dafür spricht auch, dass hygrophile Heuschreckenarten im UG rückläufige Entwicklungstrends aufweisen. Dass trotz Deichrückverlegung auch die hydrologische Kopplung von Aue und Fließgewässer unzureichend zu sein scheint, zeigt sich am Beispiel der Laufkäferzönose, die nach wie vor nahezu unverändert ist und mancherorts von Massenvorkommen nicht-überflutungstoleranter Arten gekennzeichnet ist.

In diesem Zusammenhang ist zu berücksichtigen, dass am grundsätzlichen Zustand der Hase im Projektabschnitt – ihrem technisch ausgebauten und festgelegten Lauf sowie ihrer tief in die Aue eingeschnittenen Sohle – prinzipiell nichts verändert werden konnte, da es zu den Voraussetzungen für das Vorhaben zählte, dass die Belange des Hochwasserschutzes und Rechte Dritter unangetastet blieben. So kann sich die Kanalisierung der Hase auch heute noch negativ auf den Wasserhaushalt, das Hochwasserregime und die Eigendynamik der Aue auswirken.

Weitere Rahmenbedingungen für das Vorhaben waren, dass es zu keiner großflächigen Etablierung von Auwald kommen durfte, um den Hochwasserabfluss zu gewährleisten, und dass die „historische Nutzung“ im UG erhalten blieb. Man verstand die Haseaue also auch weiterhin mehr als Kultur- denn als Naturlandschaft und das Vorhaben als Revitalisierung und nicht als Renaturierung (vgl. Titel des Vorhabens: *„Revitalisierung der Haseaue“*). Anders als bei einer Renaturierung war es nicht das Ziel, einen möglichst natürlichen und dynamischen Zustand wiederherzustellen. Man konzentrierte sich stattdessen mehr auf die Etablierung naturverträglicher Bewirtschaftungsweisen, den Erhalt bestehender Auelemente und Maßnahmen zur Erhöhung der Habitatvielfalt wie die Anlage von Stillgewässern, die in Hinblick auf das Hochwasserrisiko unbedenklich sind. Auch der Anschluss der Altarme war zunächst entsprechend konzipiert worden, was sich jedoch als wenig zielführend erwies.

Vor diesem Hintergrund ist das Vorhaben im Ganzen als erfolgreich zu bezeichnen. Die überwiegende Mehrheit der Maßnahmen hat – in einem Fall zwar erst nach späterer Korrektur – ihr Ziel erreicht. Zu beachtlichen Teilerfolgen haben vor allem die Anlage und Revitalisierung von Stillgewässern und die Altarmanschlüsse geführt. Zu kritisieren sind der Zustand der extensiven Glatthaferwiesen im UG, ihr hoher Anteil an der Gesamtfläche und der Zustand der Avifauna auf diesen Flächen. Auch zu kritisieren ist, dass Äcker noch immer 11% der Gesamtfläche ausmachen.

Was durch das Vorhaben erreicht wurde, ist in erster Linie eine allgemeine Verbesserung des Gesamtzustandes, eine Erhöhung der allgemeinen Lebensraum- und Artenvielfalt durch die Reduzierung der Nutzungsintensität, das Zulassen von Sukzession und die Erweiterung des Stillgewässerinventars. Speziell in Hinblick auf die Förderung der Auenzönose wurde jedoch relativ wenig erreicht. Zwar stellten sich an den ehemaligen Altarmen und einzelnen Stillgewässern mit der Ansiedlung einiger seltener, auenspezifischer Tier- und Pflanzenarten bemerkenswerte Einzelerfolge ein, doch sind diese Erfolge eher als erfreuliche Ausnahmen zu verstehen, die nicht repräsentativ für den Gesamtzustand des Untersuchungsgebietes und seiner Biozönose sind. Denn nach wie vor ist der Anteil auentypischer

Feuchtlebensräume wie Röhrichte (20,7 ha), Flutrasen (8,1 ha), Feuchtwiesen (5,63 ha) und Großseggenrieder (0,17 ha) am insgesamt über 450ha umfassenden Untersuchungsgebiet sehr gering.

Besonders deutlich zeigt sich die Differenz zwischen dem Allgemeinzustand und dem Zustand wertgebender Arten am Beispiel der Avifauna: Diese ist zwar artenreich und weist teils sehr hohe Siedlungsdichten unspezialisierter Arten auf, doch sind auentypische Feuchtwiesenbewohner und Arten der Auengewässer kaum vertreten.

In anderen Worten: Das Gros der Erfolge der Revitalisierung ist wenig auenspezifisch. In Anbetracht des großen Regenerationspotentials, das sich dort abzeichnet, wo eine freie, eigendynamische Entwicklung zugelassen wurde, und des Umstandes, dass das Projektgebiet fast vollständig in Besitz des Landkreises ist, sollte daher mit Blick auf die Zukunft versucht werden, die vorhandenen Potentiale und Spielräume zu nutzen und die Hase zumindest in Teilen zu renaturieren, mehr Eigendynamik zuzulassen und damit die Funktionalität der Aue zu verbessern.

Es können somit folgende Kernaussagen aus dem Vorhaben gezogen werden:

- Die Rahmenbedingungen des Vorhabens beinhalteten starke Einschränkungen in Hinblick auf das Zulassen von morphodynamischen Prozessen und eigendynamischer Entwicklung.
- Die erreichten Verbesserungen sind daher überwiegend allgemeiner Natur. Eine gezielte Förderung auentypischer Lebensgemeinschaften konnte nur punktuell erreicht werden.
- Das Untersuchungsgebiet ist nach wie vor stark landwirtschaftlich geprägt. Auentypische Feuchtlebensräume machen nur einen kleinen Bruchteil des Projektgebietes aus.
- **Die Haseaue verfügt prinzipiell über ein großes Regenerationspotential, dies zeigt sich an den Altarmanschlüssen und einzelnen Stillgewässern. Dieses Potential ist nicht hinreichend ausgeschöpft worden.**
- Die Rückverlegung der Deiche schuf neue Retentionsräume für den Hochwasserschutz, zeigte auf ökologischer Ebene aber wenig Wirksamkeit.
- Beim Anschluss von Altarmen sollte der ganze Abfluss durch die Altarme gelenkt werden, um die Verlandung der neuen Laufabschnitte zu verhindern.

6 E+E-Vorhaben Osterrenaturierung – Teilberichte

6.1 Einleitung

Die Oster fließt als kleiner Mittelgebirgsbach im Nordosten des Saarlands. Sie entspringt im Naturpark Saar-Hunsrück unweit des Ortes Oberkirchen (Landkreis St. Wendel, Saarland). Bei Wiebelskirchen (Kreisstadt Neunkirchen, Saarland) mündet sie nach etwa 31 km Lauf-länge in die Blies.

Die Oster gehört zum Fließgewässer-Typ 5.1: Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgs-bäche (UMWELTBUNDESAMT 2014). Kennzeichnend für diesen Typ ist im naturnahen Zustand ein gestreckter bis mäandrierender Lauf im Einbettgerinne.

In den 1930er Jahren (Reichsarbeitsdienst) sowie in den 1960er Jahren (Flurbereinigung) wurde die Oster auf weiten Strecken technisch ausgebaut und begradigt. Einhergehend mit der Verkürzung des Gewässerlaufs setzte eine Uniformierung des Gewässerabflusses und der gewässerstrukturellen Ausstattung ein. Insbesondere fehlten bachbegleitende Uferge-hölze aber auch morphologische Kleinstrukturen in der Aue. Ziel war damals der „schadlose Abfluss“, die Verringerung von Hochwasser und Überflutungen sowie die Optimierung der landwirtschaftlichen Nutzbarkeit. Aus heutiger Sicht teilte die Oster damit das Schicksal zahl-reicher Mittelgebirgsbäche, die infolge des Gewässerausbaus zu naturfernen Bächen degra-dierten und einen enormen Rückgang der einstmals prägenden Biotopausstattung erlitten. Auch die Entkoppelung von Bach und überfluteter Aue wirkte sich negativ auf die Biodiversi-tät der Osteraue aus.

In den Jahren von 1993 bis 1996 fanden an der Oster zwischen Osterbrücken und Marth umfangreiche Umgestaltungsmaßnahmen zur Rückführung in einen natürlicheren Gesamt-zustand statt. Projektträgerin war die Stadt St. Wendel, unterstützt und finanziell gefördert durch das Bundesamt für Naturschutz (BfN) sowie das saarländische Ministerium für Umwelt, Energie und Verkehr. Schon frühzeitig wurde das gesamte Vorhaben dokumentiert und durch wissenschaftliche Untersuchungen begleitet. So wurden die Auswirkungen der Renaturie-rung nach den Umgestaltungsmaßnahmen 1995-1997 untersucht. Weitere Untersuchungen fanden ab dem Jahr 2000 statt, nachdem mehrere Kläranlagen in Betrieb genommen wur-den. Die Untersuchungen wurden von den Universitäten Kaiserslautern, Saarbrücken und Trier, von Fachplanungsbüros sowie von der Arbeitsgemeinschaft für tier- und pflanzengeo-graphische Heimatforschung im Saarland e.V. durchgeführt. Die Finanzierung der Untersu-chungen übernahm das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit zu 100% (HARTH 1997).

Im Rahmen des E+E-Vorhabens „Erfolgskontrolle von abgeschlossenen E+E Vorhaben zur Auenrenaturierung“ wurde in den Jahren 2016-2018 - koordiniert von der Universität Osnab-rück - eine Erfolgskontrolle der Maßnahmen im Ostertal durchgeführt.

6.2 Vegetation

BEARBEITUNG: VOLKER STELZIG

6.2.1 Einleitung

Im vorliegenden Bericht wird das Ergebnis einer in den Jahren 2017 und 2018 durchgeführten Vegetationskartierung im ca. 80 ha großen Projektgebiet dokumentiert. Die Wirksamkeit der damals durchgeführten Renaturierungsmaßnahmen findet mittels Vergleich der verfügbaren Daten aus den vorhabenbegleitenden Untersuchungen von 2003 (SCHNEIDER & CASPARI 2004) statt.

Übergeordnetes Projektziel ist es, die Effizienz bzw. den Erfolg der abgeschlossenen Renaturierungsmaßnahmen in Flussauen auf die Diversität durch Auswertung von strukturellen Ausprägungen, möglichen Veränderungen in der floristischen Zusammensetzung und vegetationskundlichen Ausprägung, Veränderungen der Artenzusammensetzung der Fauna sowie anhand von Qualitätsverschiebungen von Ufer und Wasser zu bewerten.

6.2.2 Pflanzensoziologische Kartierung

6.2.2.1 Methoden

Für das gesamte E+E-Projektgebiet wurde ein Kartierschlüssel zur Erfassung pflanzensoziologischer Vegetationseinheiten erstellt. Hierfür wurden Belegaufnahmen nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (1964) angefertigt, auf deren Grundlage der Schlüssel erstellt und verfeinert wurde. Auf die Angabe der Soziabilität wurde verzichtet. Die Deckung (Artmächtigkeit) wurde nach der folgenden 7-teiligen Skala geschätzt:

- 5 75 - 100% der Aufnahme­fläche bedeckend
- 4 50-75%
- 3 25 - 50%
- 2 5 - 25 % (oder zahlreiche Individuen mit geringem Deckungsgrad)
- 1 weniger als 5% der Aufnahme­fläche bedeckend, aber zahlreich vorhanden
- + spärlich vorhanden mit geringem Deckungswert
- r Einzelexemplar.

Die Zusammenfassung der Vegetationsaufnahmen in Vegetationstabellen erfolgte nur bei Vorliegen mehrerer Aufnahmen, die pflanzensoziologische Einordnung und Charakterisierung orientiert sich an MEISEL (1969), TÜXEN (1977), MEISEL (1977), POTT (1980), FÖRSTER (1983), VERBÜCHELN (1987), DIERSSSEN (1988), PREISING et al. (1990), VAHLE et al. (1996) und POTT (1995). Die Nomenklatur der Pflanzen richtet sich nach OBERDORFER (2001). Zusätzlich werden für die Pflanzender Gefährdungs- als auch der Schutzstatus angegeben.

Eine erste Übersichtskartierung zur Sichtung der wesentlichen Habitate und Vegetationseinheiten wurde durch Kontaktaufnahme der Stadt St. Wendel, Fachbehörden (Ministerium, Landesamt) und örtlichen Experten (Peter Volz) ermöglicht.

Auf der Grundlage topographischer Karten und Luftbilder wurde anschließend das gesamte Projektgebiet, einschließlich der Ufervegetation der größeren Stillgewässer, der Fließgewässer, Weich- und Hartholzauen, Grünland sowie Wälder und Forste vegetationskundlich erfasst und kartiert.

Das Grünland sowie wesentlich Teile des Gebietes wurden ab dem 24.05.2017 flächendeckend kartiert. Wälder und sonstige Flächen wurden darüber hinaus auch im August 2018 erfasst. Bei den Geländearbeiten im Jahr 2018 wurden einige Flächen, die bereits 2017 erfasst worden waren, noch einmal aufgesucht, um so einen Eindruck der Vegetationsentwicklung zu einem anderen, fortgeschrittenen Jahreszeitpunkt zu erlangen.

Die Kartierung aus 2018 wurde im Gelände im Wesentlichen auf der digitalen Basiskarte 5000 im Maßstab 1:5000 durchgeführt und anhand von Orthophotos (DOP20) überprüft.

Aus den erhobenen Daten wurde eine Vegetationskarte unter Verwendung des Geoinformationssystems ArcGIS, Version 10.5 erstellt.

Die aktuell gewonnenen Daten werden mit den verfügbaren Daten und Karten aus den Jahren 1990, 1998 sowie 2003 (SCHNEIDER & CASPARI 2004) verglichen und die Entwicklung und Veränderung der Vegetationsstrukturen interpretiert und bewertet.

Aus früheren Jahren sind vegetationskundliche Erfassungen von drei Referenzabschnitten aus drei Zeitschnitten (1990, 1998 und 2003) zusammenfassend dokumentiert (SCHNEIDER & CASPARI 2004).

Die Abschnitte sind von Norden nach Süden fortlaufend mit 1 bis 3 nummeriert und umfassen in etwa folgende Bereiche:

- Referenzabschnitt 1: Brücke in Osterbrücken bis Kläranlage (ca. 3 ha)
- Referenzabschnitt 2: Straße nach Hoof (Neue Straße) bis Neumühle (ca. 5 ha)
- Referenzabschnitt 3: Fluren Südlich Neumühle bis nördlich von Marth mit Betzelbachmündung (ca. 7 ha)

Kartenmaterial und Rohdaten sind im digitalen Anhang enthalten.

6.2.2.2 Ergebnisse

Wälder

Der beherrschende Vegetationstyp entlang der Oster ist ein Schwarzerlen-Galeriewald. Dieser Wald begleitet die Oster nahezu im gesamten Untersuchungsgebiet als meist schmaler Streifen von zum Teil nur wenigen Metern Breite. Die Bestände gehen zum überwiegenden Teil auf Anpflanzungen zurück, die im Zuge der Oster-Renaturierung in großer Zahl getätigt wurden. HARTH (1997) nennt eine Zahl von ca. 15.600 gepflanzten Bäumen, Sträuchern und Setzstangen.

Weichholz-Auwälder vom Typ des Silberweiden-Auwaldes sind im Untersuchungsgebiet nur sehr lokal und kleinflächig anzutreffen. Diese gehen vermutlich vollständig auf Anpflanzungen zurück, was allerdings nicht sicher geklärt werden konnte. Allen Beständen ist eine Dominanz nitrophiler Arten in einer üppig entwickelten Krautschicht gemein. Wie vielerorts in Bachnähe dominiert die Brennessel (*Urtica dioica*), begleitet von reichlich Kletten-Labkraut (*Galium aparine*) sowie den im Frühjahr Aspekte bildenden Arten Scharbockskraut (*Ranunculus ficaria*) und Gundermann (*Glechoma hederacea*). Die Bestände an der Oster haben einen hohen Anteil abgestorbener Äste, vereinzelt finden sich auch umgestürzte Bäume. Als Weichholz-Auwälder wurden nur die flächig ausgebildeten Bestände kartiert.



Abbildung 67: Schwarzerlen-Galeriewald im Ostertal; Foto: Bearbeiter

Glatthaferwiesen (Arrhenatherion)

Sehr charakteristisch für das Erscheinungsbild des Ostertals und seine Aue sind neben den Schwarzerlen-Galeriewäldern ausgedehnte Glatthaferwiesen unterschiedlicher Ausprägung. Ab Mai prägen bunt blühende Glatthaferwiesen wesentlich das Erscheinungsbild der Landschaft. Weidenutzung ist hingegen im Ostertal nur vereinzelt zu finden. Aufgrund der Höhenlage des Untersuchungsgebietes knapp über 300 m fehlen submontane Arten weitgehend. Je nach Standort treten eine ganze Reihe verschiedener Ausprägungen auf, die im Folgenden kurz näher vorgestellt werden. Einige Bestände sind in der Vegetationstabelle im Anhang dokumentiert.

Feuchtwiesen (Filipendulion, Calthion)

Feuchtwiesenbestände sind vor allem südlich von Neumühle flächig vertreten. Daneben kommen sie kleinflächig, oft inselartig verzahnt im Kontakt zu den feuchten Glatthaferwiesen vor. Naturnahe, ungestörte bzw. typisch ausgebildete Bestände mit den charakteristischen Artenkombinationen des Calthion sind im Gebiet nicht mehr zu finden. Nahezu alle Bestände weisen deutlich Merkmale intensiver Nutzung oder sonstige Schadeinflüsse auf. Je nach Vorkommen von Charakterarten, lassen sich die Bestände entweder den Feuchtwiesenbrachen und Mädesüß-Hochstaudenfluren des Filipendulion-Verbandes oder den Sumpfdotterblumenwiesen des Calthion-Verbandes zuordnen.

Stillgewässer

Im Ostertal befinden sich eine Reihe überwiegend kleiner, oft künstlich angelegter Stillgewässer. Klassische Altwässer sucht man vergeblich. Am Nordrand des Gebietes gibt es an zwei Stellen Altverläufe, die sich heute als Flutrinnen darstellen und je nach Wasserführung der Oster durchströmt werden und als flaches Stillgewässer erscheinen oder bei längeren Niedrigwasserphasen gänzlich austrocknen.

Je nachdem wie die lokalen Feuchteverhältnisse sind, stellen sich Schatten ertragende Sumpfpflanzen ein, darunter Sumpf-Schwertilie (*Iris pseudacorus*), Bittersüßer Nachtschatten (*Solanum dulcamara*), Sumpf-Segge (*Carex acutiformis*) oder vereinzelt auch Bitteres Schaumkraut (*Cardamine amara*) und weitere Arten. Fast immer ist jedoch als Störzeiger die Brennnessel (*Urtica dioica*) mit höheren Deckungsgraden vertreten.

Stillgewässer mit Wasserpflanzen sind an einigen Stellen an den Terrassenkanten zu finden. Dabei handelt es sich zum einen um vermutlich natürlich entstandene Tümpel im Randbereich der Aue. Diese Kleingewässer trocknen im Jahresverlauf stark aus und sind schon aufgrund der starken Beschattung weitgehend frei von Makrophyten. Regelmäßig finden sich nur Wasserlinsendecken (*Lemna minor*) und randlich begleitend Sumpflvegetation (u.a. *Iris pseudacorus*, *Equisetum palustre*, *Lysimachia vulgaris*, *Glyceria fluitans*, *Phalaris arundinacea*).



Abbildung 68: Stillgewässer südlich Neumühle mit Bestand des Einfachen Igelkolbens; Foto: Bearbeiter

In SCHNEIDER & CASPARI (2004) werden einige Altwasser-Tümpel südlich der Neumühle erwähnt, in denen eine „erfreuliche“ Entwicklung der Vegetation beobachtet wurde. Diese Tümpel waren auch 2017 noch vorhanden. Der nördliche der beiden Tümpel zeichnete sich durch eine gut entwickelte Röhrichtvegetation aus. Im Gegensatz zu dem südlicher gelegenen Tümpel, der praktisch vollkommen von Erlen umgeben und stark beschattet ist, ist das nördliche Gewässer zumindest teilweise besonnt. Im Wasser wächst ein üppiger Bestand des Einfachen Igelkolbens (*Sparganium emersum*), auf der Wasseroberfläche schwimmt eine lückige Decke aus Kleiner Wasserlinse (*Lemna minor*) und Vielwurziger Teichlinse (*Spirodela polyrrhiza*). Letztgenannte Art wurde im Untersuchungsgebiet nur an diesem Teich nachgewiesen. Randlich wachsen Wasserschwaden (*Glyceria maxima*), Schwertlilien (*Iris pseudacorus*), Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) sowie weitere Sumpfpflanzen (*Myosotis scorpioides*, *Galium palustre*, *Equisetum palustre*, *Lysimachia vulgaris*) und ein einzelner Bult der Rispen-Segge (*Carex paniculata*).

In einem weiteren Stillgewässer knapp nördlich von Marth wurde im Spätsommer 2018 an den randlich trockenfallenden Ufern ein kleiner Bestand des Sumpfquendels (*Peplis portula*) gefunden.

Sonstiges

Auffällig ist das hochstete Auftreten von Neophyten (*Heracleum mantegazzianum*, *Impatiens glandulifera*) sowie die überall vorherrschende Dominanz von Brennnesseln (*Urtica dioica*) in der Krautschicht. Aufgrund der oft nur sehr schmalen Bestände entlang der Oster fehlt in der Regel ein gut ausgebildetes Wald-Innenklima. Randeffekte entstehen durch seitlich eindringendes Licht aber auch durch die randliche Verzahnung mit nitrophilen Saumgesellschaften.

In die Standorte der Brennnessel-Giersch-Gesellschaft dringen vor allem im südlichen Untersuchungsgebiet verstärkt Neophyten ein. Das Indische oder auch Drüsige Springkraut (*Impatiens glandulifera*) ist entlang der Oster in praktisch allen Gebietsteilen verbreitet. Dabei liegen die Hauptvorkommen auf Standorten der Brennnessel-Giersch-Gesellschaft. In den stärker beschatteten Bereichen sind die Bestände zwar etwas lockerer, dennoch hat sich der Neophyt im gesamten Ostertal ausgebreitet.



Abbildung 69: Dominanzbestand des Riesen-Bärenklaus (*Heracleum mantegazzianum*) unter Freileitungsschneise; Foto: Bearbeiter

Ähnlich verhält es sich mit dem Riesen-Bärenklau (*Heracleum mantegazzianum*), der ebenfalls in die brach gefallenen, stickstoffreichen Auenstandorte eindringt. Regelmäßig kommt die Pflanze auch direkt am Ufer der Oster vor.

Die Ausbreitung des Riesen-Bärenklaus in angrenzende Vegetationsbestände ist an verschiedenen Stellen zu beobachten. Aufgrund der hohen Samenproduktion muss bei Ausbleiben einer gezielten Bekämpfung in naher Zukunft mit weiteren negativen Auswirkungen auf wertvolle Vegetation gerechnet werden. Schon heute bildet der Riesen-Bärenklau an zahlreichen Stellen Bestände, die im Sommer aufgrund der phototoxischen Substanzen nur mit großer Vorsicht zu begehen sind.

6.2.3 Beurteilung der Vegetationstypenmuster unter Berücksichtigung früherer Erfassungen

Aus früheren Jahren sind vegetationskundliche Erfassungen von drei Referenzabschnitten aus drei Zeitschnitten (1990, 1998 und 2003) zusammenfassend dokumentiert (SCHNEIDER & CASPARI 2004). Damit lassen sich Entwicklungen und Veränderungen über einen Gesamtzeitraum von 28 Jahren einerseits in diesen Abschnitten darstellen und erläutern und andererseits im gesamten Untersuchungsgebiet beschreiben und vor dem Hintergrund der angestrebten Planungsziele bewerten.

Wesentliche Parameter zur Beurteilung der Entwicklungen im Bericht von 2003 waren auf statistischen Auswertungen zur Nutzungsstruktur beruhende Daten, welche durch Gegenüberstellung von Flächengrößen und -anteilen sowie auch durch Vergleich der Zahl von Erfassungseinheiten und der Summe der Grenzlinien bewertet wurden.

Methodisch bot sich daher eine Fortführung der Wiederholungskartierung mit dem Zeitschnitt 2017/2018 an. Da in beiden Jahren Kartierungsarbeiten stattfanden und im Jahr 2018 nahezu alle Flächen ein zweites Mal aufgesucht wurden, wird im Folgenden als Vergleichsjahr 2018 angegeben.

Die Abgrenzung des Untersuchungsraums im Jahr 2018 war im Gegensatz zur Untersuchung von 2003, etwas größer gefasst worden. Zur Gewährleistung einer Vergleichbarkeit wurden dementsprechend nur die überschneidenden Flächen herangezogen, die sich in der Flächensumme aller erfassten Biotop- und Vegetationstypen nur geringfügig unterscheiden.

Ergänzend zu der Gegenüberstellung der Flächen in den Referenzabschnitten zu nunmehr vier Zeitschnitten wird abschließend der Versuch einer Gesamtbilanz unternommen. Dabei wird Bezug auf das gesamte Untersuchungsgebiet genommen.

6.2.3.1 Veränderung der Vegetationstypen in den drei Referenzabschnitten

Referenzabschnitt 1

In Referenzabschnitt 1 dominierte um das Jahr 1990 Wiesenvegetation. Laut SCHNEIDER & CASPARI (2004) handelte es sich dabei zum überwiegenden Teil um typische Fettwiesen (Glatthaferwiesen) mittlerer Standorte mit hohem Grasanteil. Über 60 % der Fläche des Referenzabschnittes wurde von genutztem Wirtschaftsgrünland eingenommen. Neben den Fettwiesen kamen kleinflächig auch Flutrasen mesotraphenter Ausbildung vor. Am Westrand breiteten sich Feuchtwiesen noch vergleichsweise großflächig aus.

Durch die Verlegung der Oster in die Mitte der Aue sind die Wirtschaftsgrünländer zugunsten von Brachflächen zurückgedrängt worden. Auch die Feuchtwiesen haben flächenmäßig stark abgenommen. Hochwasserereignisse führten zur Abschwemmung von Oberboden aus den noch frischen Bach- und Uferbereichen und in der Folge zu großflächigen Eutrophierungerscheinungen mit Ruderalisierungszeigern. SCHNEIDER & CASPARI (2004) beurteilen den Zeitpunkt unmittelbar nach der Umgestaltung (im Text etwas irreführend als „Eingriff“ bezeichnet) als den mit der maximalen Diversität.

Mit Fortschreiten der Vegetationsentwicklung sind 2003 bereits viele der Pionierarten wieder verschwunden und haben konkurrenzstarken Arten Platz gemacht. In den Brachflächen und Ufersäumen ist dies insbesondere die Brennnessel (*Urtica dioica*), die bereits lokal dominant ist. Flutrasengesellschaften und mesophiles Wirtschaftsgrünland sind nur noch spärlich, letztere jedoch in hochwertiger Qualität vertreten. Dafür nehmen gepflanzte Gehölze zunehmend Raum ein und bilden entlang der Oster geschlossene Bestände, die zu einer weitgehenden

Beschattung des Gewässers führen. Aquatische Makrophyten sind aufgrund des Lichtmangels nur spärlich zu finden.

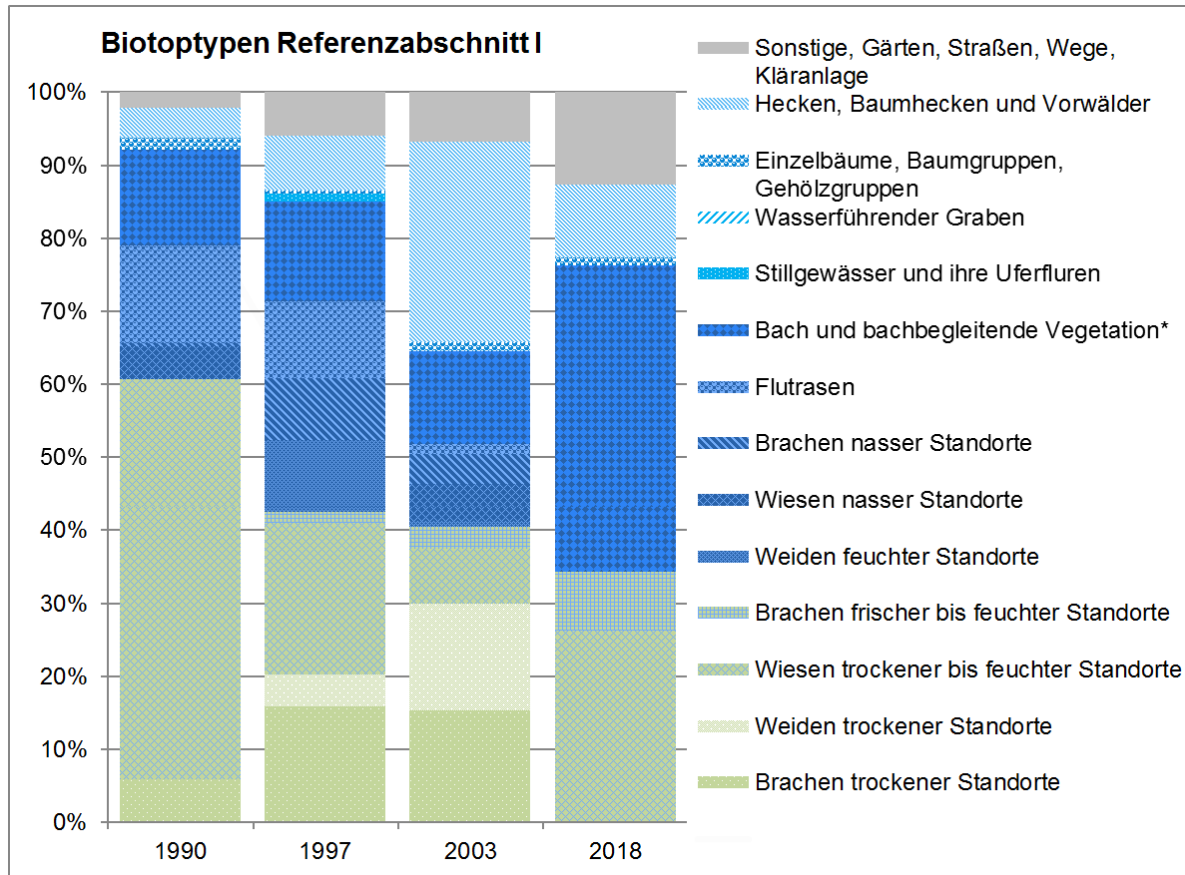


Abbildung 70: Vegetationsveränderungen in Referenzabschnitt 1 von 1990 bis 2018

Im Erfassungsjahr 2018 hat sich das Erscheinungsbild des Referenzabschnitts 1 wiederum deutlich gewandelt. Insbesondere die den Bach begleitenden Gehölze haben das Vorwaldstadium verlassen und sich zu einem nahezu durchgängigen Galeriewald entwickelt. Dominanzbestände von Silberweiden unterbrechen den sonst vorherrschenden Schwarzerlen-Galeriewald nur vereinzelt. Gegenüber dem Kartierjahr 2003 hat sich der Flächenanteil von Bach und Bach begleitender Vegetation mehr als vervierfacht. Der Anteil von Hecken, Baumhecken und Vorwäldern ist stark zurückgegangen.

In der Krautschicht dieser schmalen Wälder beherrschen Nitrophyten wie Brennnessel (*Urtica dioica*), Kletten-Labkraut (*Galium aparine*) oder Giersch (*Aegopodium podagraria*) das Bild. Mit diesen stark wüchsigen Arten können nur wenige weitere Arten konkurrieren. Fatalerweise sind darunter mit zum Teil starker Ausbreitungstendenz die invasiven Arten Indisches Springkraut (*Impatiens glandulifera*) und in Abschnitt 1 bisher nur sehr vereinzelt auch der Riesen-Bärenklau (*Heracleum mantegazzianum*).

Wo Brachen anzutreffen sind, werden diese ebenfalls von Brennnesseln oder Neophyten beherrscht. Insbesondere in dem schmalen Bereich zwischen dem Galeriewald und den Gehölzen am Westrand der Aue wirkt sich die Beschattung in Verbindung mit fehlender Nutzung ungünstig auf die Vegetationsentwicklung aus.

Die bereits 2003 festgestellte gute Qualität der Grünlandflächen konnte auch 2018 bestätigt werden. Der Flächenanteil frischer bis feuchter Wiesen stieg gegenüber 2003 deutlich an,

allerdings fehlen Nasswiesen gänzlich. Glatthaferwiesen weisen im Referenzabschnitt 1 in der Regel das charakteristische Kennarten-Inventar und eine mittlere Artenzahl auf. Im Gegensatz zu den stark eutrophierten Wäldern machen die Wirtschaftsgrünländer einen überwiegend positiven Eindruck, wenngleich im nördlicher und südlicher gelegenen Ostertal durchaus noch bessere und artenreichere Ausbildungen vorhanden sind.

Das Fehlen nasser Grünlandgesellschaften und nasser Brachen mag mit dem schon 2003 erwähnten veränderten Wasserhaushalt in der Aue zusammenhängen. Durch die Verlegung der Oster in Bereiche ehemaliger Nassgrünländer kann es zu einer Absenkung des Auenwasserspiegels in Bachnähe gekommen sein, was zu Änderungen der Bodenwasserverhältnisse geführt hat. Ob der Schwund der Nasswiesen allein darauf zurückzuführen ist, kann anhand der vorliegenden Kartierung nicht abschließend beurteilt werden, jedoch sind dem Verfasser ähnliche Effekte aus anderen Projektgebieten bekannt, in denen Laufverlängerungen mit deutlichen Auswirkungen auf den Auen- und Grundwasserhaushalt nachgewiesen wurden.

Referenzabschnitt 2

Der Referenzabschnitt 2 erstreckt sich von der Straßenbrücke nach Hoof bis zur Neumühle und umfasst eine Fläche von knapp 5 ha.

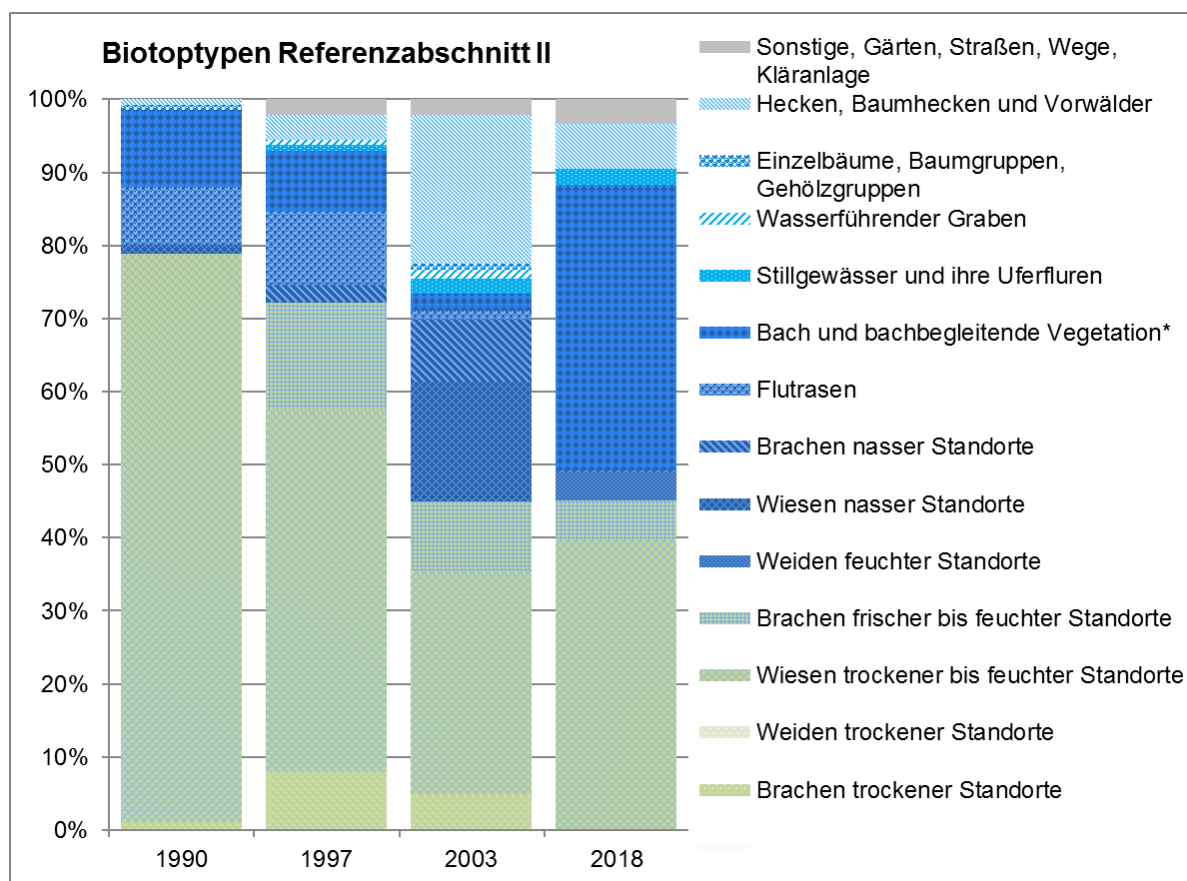


Abbildung 71: Vegetationsveränderungen in Referenzabschnitt 2 von 1990 bis 2018

Er wurde 1990 zum ganz überwiegenden Teil (etwa 80 %) als Wirtschaftsgrünland (Glatthaferwiese) genutzt. Flutrasen mit mesotraphenten Arten kamen kleinflächig in Mulden vor. Die Oster verlief geradlinig und war an den Westrand der Aue verlegt worden. Gehölzvegetation spielte kaum eine Rolle.

Nach der Renaturierung der Oster hat sich das Bild 1997 deutlich verändert: Der Oster-Bachlauf wurde vom westlichen Talrand weg verlegt und um ca. 220 m verlängert und schlängelt sich nun durch die gesamte Aue.

Da das Gewässer selbst nicht als eigenständiger Biotoptyp bilanziert wurde, sondern mit der begleitenden Vegetation inklusive der Erlenpflanzungen sind die Flächenangaben diesbezüglich etwas irreführend. Allein aus der größeren Lauflänge hätte sich rein rechnerisch 1997 bereits eine Zunahme der entsprechenden Vegetation ergeben müssen. 1997 spiegelt sich das in dem starken Anstieg bei „Hecken, Baumhecken und Vorwäldern“ wieder. Ein Galeriewald existiert noch nicht. Brachflächen mit meist eutrophem Charakter haben deutlich zugenommen.

2003 wird von einer Konsolidierung der Entwicklung gesprochen. Insbesondere die Brachflächen nasser Standorte haben sich zu von Rohrglanzgras dominierten Röhrichten entwickelt, andere Brachen werden zunehmend von Brennesseln dominiert. Das Grünland ist flächenhaft nasser geworden, wenn gleich auch artenarm. Auffallend stark haben wiederum die bachbegleitenden Gehölzbestände (Vorwald) zugenommen, die nunmehr die Oster fast vollständig beschatten.

2018 hat diese Entwicklung dazu geführt, dass die Oster praktisch durchgängig von einem bachbegleitenden Erlenwald beschattet wird. Bachlauf und Erlen-Galeriewald nehmen ca. 40 % der Gesamtfläche ein. Schwer zugängliche Bereiche in Bachschlingen sowie insbesondere am westlichen Talrand werden von Brennessel dominierten Brachen eingenommen, in denen das Indische Springkraut (*Impatiens glandulifera*) stark vertreten ist. Nur sehr vereinzelt ist der Riesen-Bärenklau (*Heracleum mantegazzianum*) vertreten, was vermutlich einer direkten Bekämpfung zu verdanken ist (Gernot Müller mündl. Mitteilung).

Wiesen frischer bis feuchter Standorte nehmen ebenfalls größere Flächenanteile ein, sind aber vorwiegend auf der östlichen Talseite zu finden. Das Arteninventar ist gering, entlang der beschatteten Waldränder herrschen grasbetonte, verarmte Ausprägungen mit hohem Anteil an Wiesen-Fuchsschwanz (*Alopecurus pratensis*) und gelegentlich Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) sowie nahezu immer auch größeren Brennessel-Anteilen vor. Echte Nasswiesen fehlen, auch Brachen nasser Standorte spielen kaum eine Rolle. Pionierfluren und Flutrasen sind nicht mehr zu finden. Infolge der Beschattung fehlt eine typische aquatische Makrophytenvegetation praktisch völlig.

Kleine, ebenfalls stark beschattete und zum Teil nur periodisch Wasser führende Stillgewässer erstrecken sich am westlichen Talrand.

Referenzabschnitt 3

Nördlich der Ortslage Marth erstreckt sich der Referenzabschnitt 3 zwischen dem von Osten zufließendem Ulmbach und dem von Westen einmündenden Betzelbach auf einer Fläche von ca. 7 ha. Vor der Renaturierung wurde das Tal um 1990 nahezu vollständig von Grünlandvegetation beherrscht. Ausgedehnte Feuchtgrünländer westlich der Oster sowie nördlich und südlich des Betzelbachs waren zumeist stark gedüngt und dementsprechend nährstoffreich. Demgegenüber waren auf der östlichen Talseite floristisch und vegetationskundlich hochwertige Glatthaferwiesen und Nassgrünländer vorhanden, die lokal von Mädesüßfluren und Röhrichtgesellschaften abgelöst wurden.

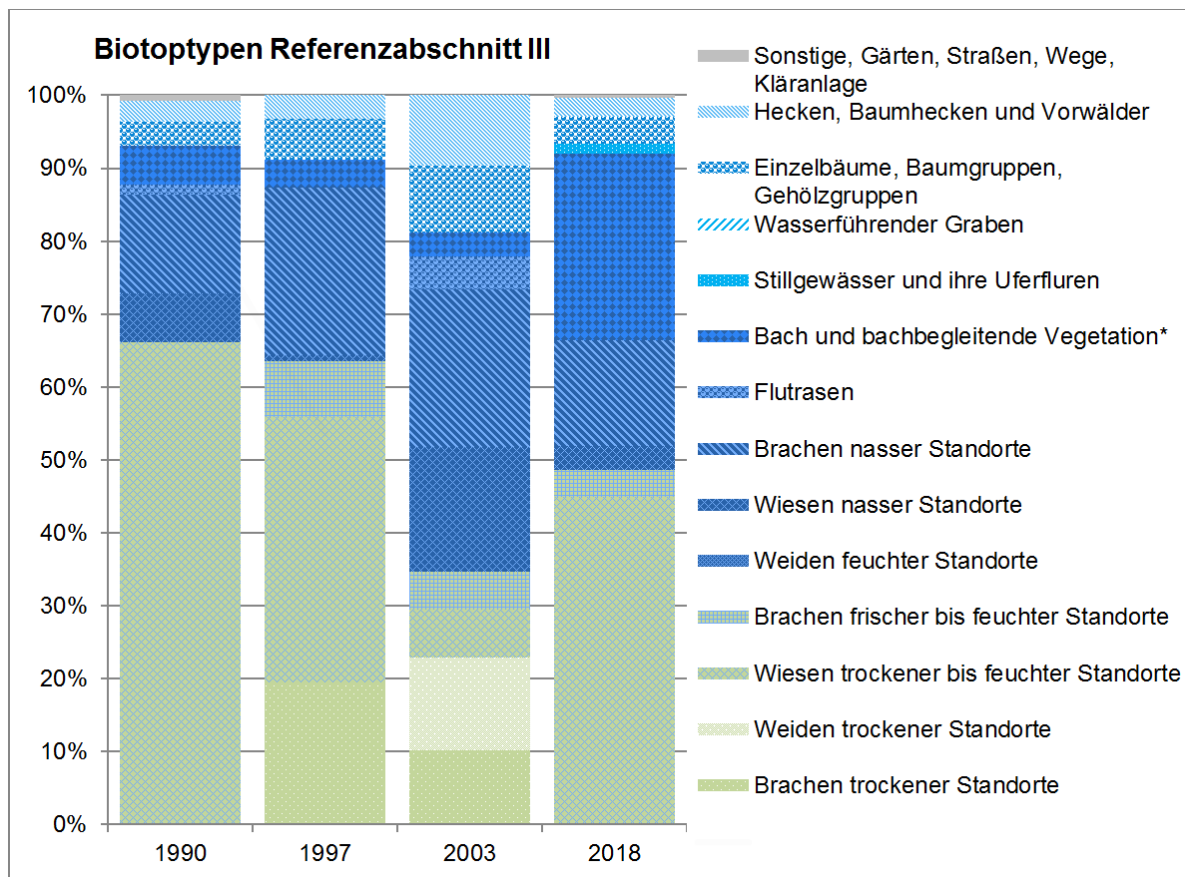


Abbildung 72: Vegetationsveränderungen in Referenzabschnitt 3 von 1990 bis 2018

Die Fließgewässer Oster und Betzelbach verliefen schnurgerade in technisch geprägten Profilen. 1997 zeigen die Oster und auch der Betzelbach einen geschwungenen Verlauf, allerdings wurde der Betzelbach nach außerhalb der Referenzfläche verlegt. Die ehemaligen Gewässerverläufe wurden verfüllt und werden von Ruderalfluren eingenommen. Zahlreiche Grünlandflächen sind brach gefallen, wobei das ursprüngliche Arteninventar noch weitgehend erhalten geblieben ist. Das Vorkommen bzw. die Zunahme von Ruderalisierungszeigern (ohne konkrete Nennung von Arten) wird hervorgehoben.

Die Feucht- und Nasswiesenvegetation östlich der Oster hat sich entscheidend verändert: Aufgrund der eingestellten Bewirtschaftung haben sich Nasswiesenbrachen etabliert, in welchen das ehemals dort vorkommende Breitblättrige Knabenkraut (*Dactylorhiza majalis*) stark zurückgegangen und der Haarstrang-Wasserfenchel (*Oenanthe peucedanifolia*) bereits verschwunden ist.

2003 ist auch in Referenzabschnitt 3 eine fortschreitende Gehölzentwicklung entlang der Oster zu verzeichnen. Die noch nicht von dichtem Gehölzbewuchs eroberten Brachen sind eutroph und werden von Brennnesseln dominiert. Neu angelegte Stillgewässer werden von Rohrglanzgras-Röhrichten eingenommen oder sind bereits infolge starker Beschattung vegetationsfrei.

Westlich der Oster sind ausgedehnte Grünlandbereiche mit reicher Flutrasenvegetation zu finden. Die floristische Verarmung der östlich der Oster ehemals großflächig verbreiteten Nasswiesen ist fortgeschritten, es haben sich großflächige, nasse Röhrichte und Nassbrachen entwickelt. Sehr kleinflächig sind noch Magerwiesen vorhanden.

2018 sind nur noch westlich der Oster ausgedehnte Feuchtgrünländer vorhanden, allerdings ohne die in früheren Jahren dort vorgefundenen Flutrasengesellschaften. Ganz am Südrand des westlichen Talbereichs hat sich eine feuchte bis nasse Grünlandvegetation mit Fuchs-Segge und Calthion-Arten etabliert. Die Bereiche zwischen alten und neuem Betzelbach sowie alter und neuer Oster werden von Erlen-Galeriewald und ausgedehnten Brennnessel-Giersch-Beständen eingenommen. Überall ist in diese Bestände der Riesen-Bärenklau (*Heracleum mantegazzianum*) eingewandert. Er bildet lokal dichte Bestände und auch Beschattung scheint der Pflanze nichts auszumachen.

Östlich der Oster sind zwar im zeitigen Frühjahr noch große Mengen Sumpfdotterblumen anzutreffen, im weiteren Jahresverlauf ändert sich das Bild jedoch grundlegend: Brennnessel und Riesen-Bärenklau haben große Flächenanteile erobert und breiten sich weiter ungehindert aus. Ehemalige Mädesüßfluren sind zu wenigartigen, von Nitro- und Neophyten beherrschten Nassbrachen degradiert.

Nur noch kleinflächig sind wertvolle Nassgrünländer zu finden. Praktisch alle Bestände werden von dem eindringenden Riesen-Bärenklau bedroht.

Wie auch in den anderen Referenzabschnitten ist die deutlichste Veränderung die Zunahme des bachbegleitenden Erlenwaldes. Auch wenn sicher einige durch Digitalisierung bedingte Unschärfen zu berücksichtigen sind, so ist doch der Trend unverkennbar: Die gepflanzten Erlen haben sich zu einem geschlossenen Galeriewald entwickelt. Dieser wiederum wird von Brennnessel dominierten feuchten- bis nassen Brachen begleitet.

6.2.3.2 Veränderungen der Vegetation im Gesamtgebiet

Die in den drei Referenzabschnitten beschriebenen Tendenzen lassen sich auch für das gesamte Untersuchungsgebiet nachvollziehen. Nachfolgend wird der Versuch unternommen, eine Bewertung der im Rahmen der Umsetzung des Erprobungs- & Entwicklungsvorhabens „Oster“ erzielten Projektergebnisse anhand der 2018 durchgeführten vegetationskundlichen Wiederholungskartierung vorzunehmen.

Neben der rein statistischen Auswertung von Veränderungen der Flächenanteile, von Zu- und Abnahmen bestimmter Vegetationstypen sind auch Veränderungen der Nutzung eingetreten, die sich auf die Entwicklung des Ostertals und seiner Vegetation ausgewirkt haben.

6.2.3.3 Fließgewässer

Das Fließgewässer der Oster als zentrales Element der Renaturierung ist vegetationskundlich und floristisch extrem verarmt. Durch die starke Beschattung, welche durch den dichten, bachbegleitenden Erlenwald verursacht wird, wird die Entwicklung einer aquatischen Makrophytenvegetation im gesamten Projektgebiet unterbunden. Nur sehr vereinzelt wurden Vorkommen des Flachfrüchtigen Wassersterns (*Callitriche platycarpa*) festgestellt. Bereits SCHNEIDER & CASPARI (2004, S. 34) vermuteten, dass „die weiter zunehmende Beschattung der Oster die Entwicklung eines stabilen Wasserpflanzenbestandes trotz des durch verbesserte Wasserqualität verbesserten Potenzials deutliche Grenzen setzen“ [wird]. Tatsächlich entfaltet der bachbegleitende Erlenwald auf weiten Strecken die Wirkung einer „grünen Verrohrung“, weil aufgrund der einheitlichen Altersstruktur und fehlender gehölzfreier Abschnitte durchgängig stark vereinheitlichte Standort- und Lichtverhältnisse gegeben sind, die der Entwicklung einer typspezifischen aquatischen Makrophytenvegetation verhindern. Die über Lebendverbau unbeabsichtigt eingeschleppten Pflanzenarten Warziger Zweizahn (*Bidens frondosa*), Ziegelroter Fuchsschwanz (*Alopecurus aequalis*) und Buckel-Linse (*Lemna gibba*) von denen SCHNEIDER & CASPARI (2004) berichteten, wurden 2018 nicht mehr nachgewiesen.

Strukturell ist die Oster durch eine geringe Breitenvarianz, wenig Quer- und Längsbänke sowie das weitgehende Fehlen besonderer Gewässerstrukturen wie z. B. Kolke, Schnellen, Kehrwasser, Totholz oder größere Schotterbänke, gekennzeichnet. Wo diese vereinzelt vorkommen, wirken sie sich positiv auf die Strömungsdiversität aus.

Weshalb die Oster (inklusive eines breiten Bandes Galeriewald) zwischen Neumühle und Marth als FFH-Lebensraumtyp 3260 „Flüsse mit flutender Wasservegetation“ erfasst wurde, lässt sich aus heutiger Sicht nicht nachvollziehen. Es mangelt zum einen an Naturnähe, insbesondere aber an flutender Wasservegetation.

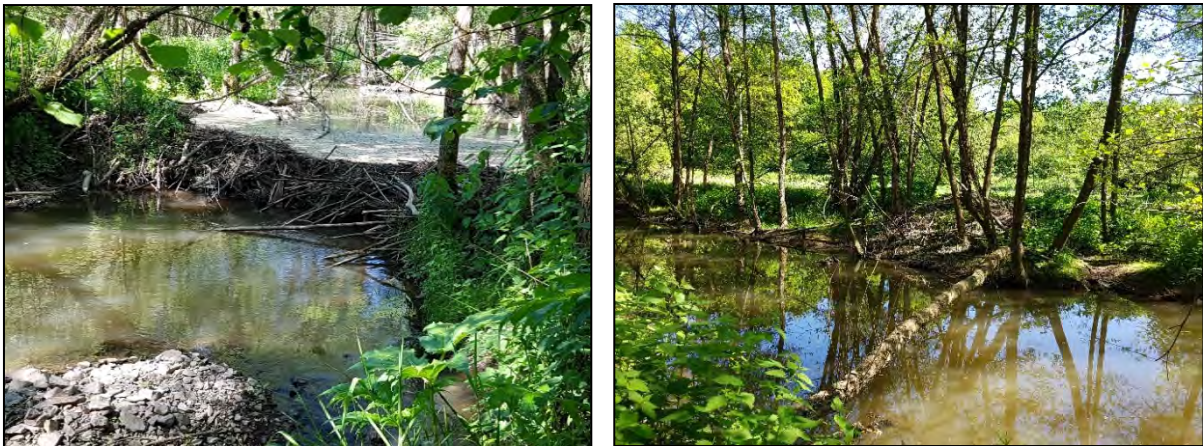


Abbildung 73: Beispiele für Strukturelemente an der Oster: Biberdamm und Sturzbaum; Foto: Bearbeiter

6.2.3.4 Stillgewässer

Die Stillgewässer in der Aue befinden sich häufig in Talrandlage, wo sie entweder aus Altverläufen der Oster hervorgegangen oder anthropogenen Ursprungs sind. Die meisten der Stillgewässer sind infolge starker Beschattung vegetationsarm oder vegetationsfrei. Einige Waldtümpel sind von mehr oder weniger dichten Wasserlinsendecken überzogen.

Ausnahmen bilden ein Stillgewässer nördlich Marth auf der östlichen Talseite sowie ein weiteres Gewässer südlich Neumühle. Das Gewässer nördlich Marth zeichnet sich durch einen umgebenden Gürtel mit Hochstauden und Röhrichtinitialen aus. Dichte Bestände des Sumpf-Vergissmeinnichts (*Myosotis scorpioides*), Schwertlilien (*Iris pseudacorus*), Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) und vereinzelt Wald-Simsen (*Scirpus sylvaticus*) sowie Echtes Mädesüß (*Filipendula ulmaria*) säumen die flachen Ufer. Auf dem im trockenen Sommer 2018 abgetrockneten Teichboden wurde der Sumpfqüendel (*Peplis portula*) gefunden.

Ein zweites vegetationskundlich und floristisch interessantes Gewässer befindet sich südlich Neumühle (vgl. Abbildung 68). Das besonnte Gewässer beherbergt einen Bestand des Einfachen Igelkolbens (*Sparganium emersum*). Am Ufer wächst die (vermutlich angesalbte) Rispen-Segge (*Carex paniculata*) und auf dem Wasser schwimmt neben der Kleinen Wasserlinse (*Lemna minor*) auch die Vielwurzelige Teichlinse (*Spirodela polyrrhiza*).

Natürliche Altwässer oder infolge von naturnaher Gewässerentwicklung und Bach-bettverlagerung neu entstandene Gewässer sucht man an der Oster bislang vergeblich.

6.2.3.5 Wirtschaftsgrünland und Brachen

Die Glatthaferwiesen des Ostertals sind vielgestaltig und prägen das Landschaftsbild. Neben dem beherrschenden Anblick des bachbegleitenden Erlenwaldes bilden die Wiesen einen vielfach farbenfrohen Aspekt. Feuchte Ausbildungen mit der weithin sichtbaren Kuckucks-Lichtnelke (*Lychnis flos-cuculi*) sind auf den ebenen Talböden häufig zu finden. An den Talhängen dominieren nährstoffärmere Ausbildungen, in denen regelmäßig die Feld-Hainsimse (*Luzula campestris*) und weitere Magerkeitszeiger auftreten (vgl. Vegetationstabelle im Anhang). Die Bestände haben einen hohen Anteil Blütenpflanzen. Von den 2003 als bemerkenswert eingestuften Pflanzen wurde 2018 die Knäuel-Glockenblume (*Campanula glomerata*) im nördlichen Projektgebiet gefunden. Auch der Knollige Hahnenfuß (*Ranunculus bulbosus*) war noch regelmäßig zu finden. Die Glatthaferwiesen des Untersuchungsgebietes sowie der angrenzenden Flächen lassen sich zum ganz überwiegenden Teil dem FFH-Lebensraumtyp 6510 „Magere Flachland-Mähwiesen“ zuordnen.

Die Nasswiesenbestände haben dagegen eine ungünstige Entwicklung genommen. Zwar sind noch vereinzelt Calthion-Wiesen mit Charakterarten wie Sumpfdotterblume (*Caltha palustris*) und Trauben-Trespe (*Bromus racemosus*) vorhanden, früher vorkommende Arten wie das Breitblättrige Knabenkraut (*Dactylorhiza majalis*) und der Haarstrang-Wasserfenchel (*Oenanthe peucedanifolia*) sind aber inzwischen nicht mehr im Ostertal anzutreffen.

Die Nasswiesen sind zum einen durch Brachfallen und fortschreitende Eutrophierung sowie Sukzession bedroht. Aus den Calthion-Wiesen sind über Mädesüß-Feuchtbrachen heute brennnesselreiche Feucht- und Nassbrachen ohne charakteristisches Arteninventar geworden. Mangelnde Pflege und das Einwandern von Neophyten stellen zusätzliche Bedrohungen der letzten Feucht- und besonders Nasswiesen dar.

Flutrasen wurden 2018 nur in sehr geringer Ausdehnung festgestellt. Die Echte Fuchs-Segge (*Carex vulpina*) kam 2018 noch vereinzelt in einer Nasswiese südlich „In der Röthel“ vor.

6.2.3.6 Wälder

Wälder im engeren Sinne, mit einem eigenen Bestandsklima und den typischen Waldfunktionen sind im Ostertal auch heute nicht vorhanden. Verbreitet ist hingegen ein schmaler Galeriewald, der sich dem Stellario nemorum-Alnetum glutinosae zuordnen lässt. Er wurde 2003 noch nicht pflanzensoziologisch erfasst, weil damals noch ein Vorwald-Charakter vorhanden war. Zwischenzeitlich sind die Bestände weitgehend geschlossen. Vereinzelt sind auch Silberweiden-Bestände etabliert, die lokal den Silberweiden-Auwäldern (*Salicetum albae*) zugeordnet werden können.

Die Krautschichten der Wälder sind überaus eutroph und werden von wenigen Arten dominiert. Neophyten spielen dabei lokal eine große Rolle. Eine Zuordnung zum prioritären FFH-Lebensraumtyp 91E0 „Erlen-Eschen- und Weichholz-Auenwälder“ kann erfolgen. Allerdings würden alle Bestände in die Kategorie „C“ (mittel bis schlecht) einzustufen sein, was unter anderem mit der Altersgleichheit der Bäume und dem hohen Nitro- und Neophytenanteil zu begründen ist.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass im Ostertal seit 2003 eine fortschreitende Entwicklung der Vorwald- und Gebüschbestände zu bachbegleitenden Erlen-Galeriewäldern und in geringerem Umfang auch zu Weiden-Auwäldern die hervorstechende Veränderung war.

Daneben sind negative Veränderungen bei den Nasswiesen und deren Arteninventar zu

verzeichnen. Das Einwandern und die zum Teil starke Ausbreitung von Neophyten, vor allem im südlichen Gebietsteil etwa ab Neumühle bis Marth, hat ebenfalls zu tiefgreifend negativen Einflüssen auf die Vegetation geführt. Vorkommen mehrerer seltener und gefährdeter Pflanzenarten sind erloschen.

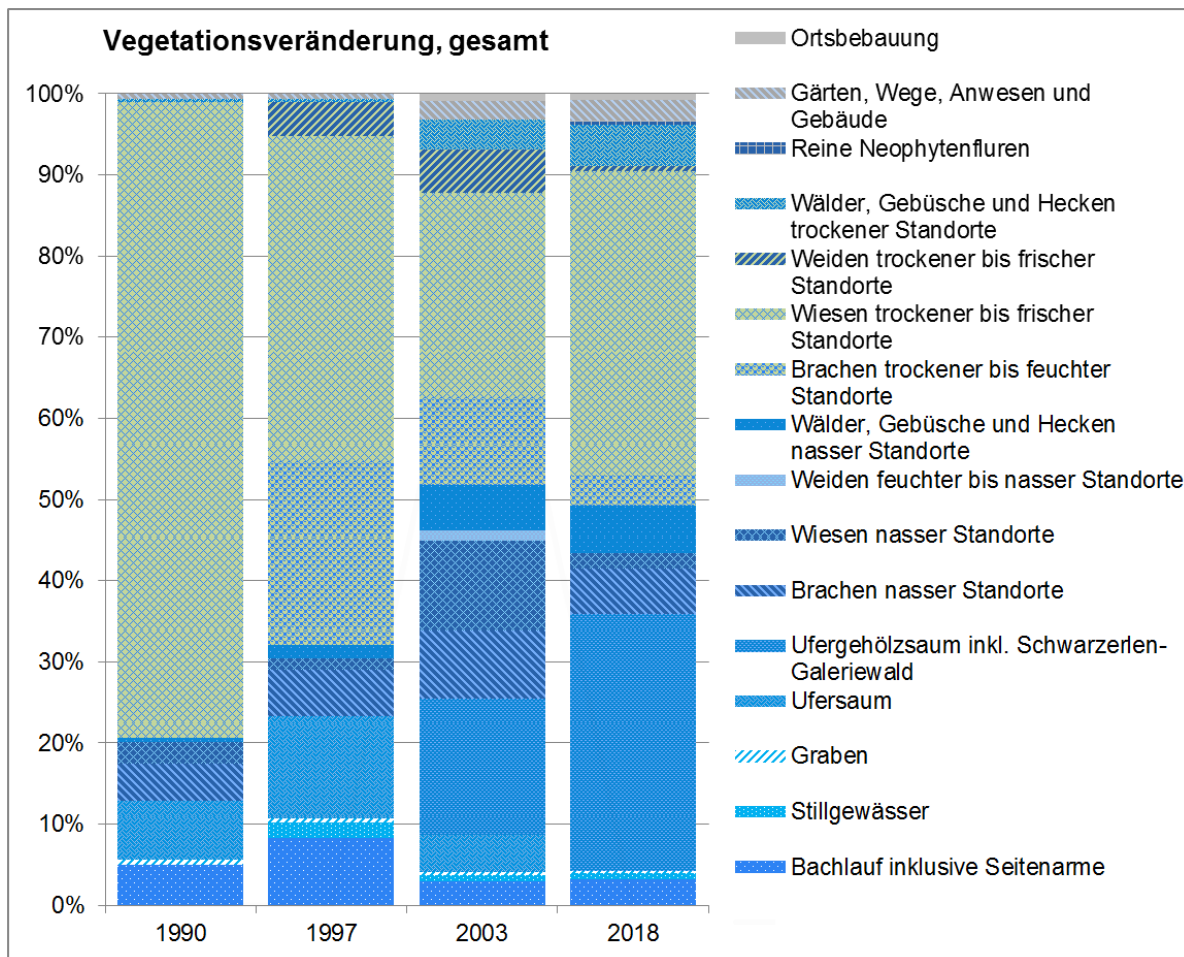


Abbildung 74: Relative Veränderung der Vegetationsbiotypen von 1990 bis 2018 an der Oster

6.2.4 Diskussion

Bereits aus dem zuvor Geschilderten und der kurzen Zusammenfassung geht hervor, dass es mit einem Abstand von gut 20 Jahren zur Renaturierung der Oster Zeit für eine kritische Betrachtung der Erfolge und Misserfolge des Gewässerumbaus ist. Die vegetationskundliche Entwicklung ist nur einer von zahlreichen Aspekten, die bei einer Fließgewässer-Renaturierung eine Rolle spielen. Weitere Auswirkungen sind bei der Fauna des Gebietes zu erwarten, teilweise eng korrespondierend mit der Vegetationsentwicklung.

Fließgewässer und deren Auen sind dynamische Lebensräume. Ständige Veränderung des Gewässerbettes sowie Transport von Geschiebe und Sedimenten, Überflutungen und Niedrigwasserphasen sowie die Entwicklung von Strukturen im Quer- und Längsprofil des Gewässers gehören zu den Charakteristika eines naturnahen Gewässers.

6.2.4.1 Bewertung der Ergebnisse der Umgestaltung

Der Gewässerverlauf der Oster wurde deutlich verlängert. An den Ufern wurden zahlreiche Ufergehölze gepflanzt. Als „Lebendverbau“ wurden Sicherungen der Ufer vorgenommen,

strukturelle Anreicherungen wurden mit Steinen und durch Abbindung der ehemals geradlinig verlaufenden Bachabschnitte als künstliche Altwässer geschaffen. Mehrere Kläranlagen wurden gebaut und tragen nachhaltig zur Verbesserung der Gewässerqualität bei.

Flächen beiderseits der Oster wurden aus der Nutzung genommen, Pionierstandorte wurden vorübergehend entlang des neuen Bachlaufs sowie (unbeabsichtigt) durch Abschwemmen von Oberboden kurz nach der Fertigstellung der Umgestaltung geschaffen. Entlang der Oster hat sich ein durchgängiger, schmaler bachbegleitender Erlenwald entwickelt, der pflanzensoziologisch dem *Stellario nemorum*- *Alnetum glutinosae* zugeordnet werden kann.

Die Wirtschaftsgrünländer der Aue sind tendenziell etwas feuchter geworden, Nassgrünländer haben dagegen abgenommen oder sind brachgefallen.

In Anlehnung an die Darstellung bei SCHNEIDER & CASPARI (2004) bewerten wir die nach 1990 eingeleitete und in Bezug auf den Zustand 2003 zuletzt dokumentierten Entwicklungen im Projektgebiet wie folgt:

Positiv:

- ✓ Vorübergehende Zunahme der Strukturvielfalt im Projektgebiet,
- ✓ Erhaltung wertvoller Wiesenvegetation mit z. T. extensiver Nutzung,
- ✓ Erhaltung von Relikten hochwertiger Nasswiesenbereiche,
- ✓ Etablierung eines Bach-begleitenden Erlen-Galeriewaldes,
- ✓ Schaffung einzelner naturnaher Fließgewässerstrukturen,
- ✓ Verbesserung der Gewässergüte durch Kläranlagen.

Negativ:

- ✗ Brennesseldominanz in weiten Teilen der Galeriewälder sowie der Brachen,
- ✗ Verlust wertvoller Nasswiesenvegetation sowie weiterer Verlust seltener Arten,
- ✗ Brachfallen (Nutzungsaufgabe) wertvoller Feucht- und Nassgrünlandbereiche;
- ✗ Vollständige Beschattung des Fließgewässers, keine Entwicklung typischer Fließgewässervegetation,
- ✗ Starke Ausbreitung von Neophyten,
- ✗ Weitgehend fehlende Überflutungsdynamik,
- ✗ Fehlen charakteristischer Gewässerstrukturen aufgrund der Ufersicherungen mit Le-bendverbau.

6.2.4.2 Vorschläge für zukünftige Entwicklungsmaßnahmen

Bedenkt man, dass die Renaturierung der Oster zu einem Zeitpunkt angestoßen wurde, an dem Diskussionen über Fließgewässer-Renaturierungen insgesamt noch in den Kinderschuhen steckte, so verdienen der mutige Ansatz und die erzielten Ergebnisse großen Respekt. Laufverlängerungen in dem Umfang, wie sie an der Oster realisiert wurden, waren nur mit großem finanziellem Einsatz und unter Mitwirkung zahlreicher engagierter Personen umsetzbar. Viele Maßnahmen waren tatsächlich im Erprobungs- und Entwicklungsstadium, es lagen nur wenige Erfahrungswerte vor.

Mit der EU-Wasserrahmenrichtlinie, der Gewässerklassifizierung und der Entwicklung

standardisierter Leitbilder für Fließgewässer unterschiedlicher Typen (z. B. LUA NRW 1999, POTTGIEßER & SOMMERHÄUSER 2004, UMWELTBUNDESAMT 2014) sowie mit den Erfahrungen aus zahlreichen Projekten im naturnahen Wasserbau lassen sich aus heutiger Sicht manche Verbesserungsvorschläge formulieren. Im Folgenden führen wir dazu eine unvollständige Liste potentieller Maßnahmen auf, mit deren Umsetzung neue Entwicklungen angestoßen werden können und Fehlentwicklungen entgegengewirkt werden kann.

Gewässerstrukturelle Verbesserungen

Bach und Aue bilden eine miteinander in vielfältigen Wechselbeziehungen stehende Einheit. Die Lebensräume der Aue korrespondieren mit den Lebensräumen und der Dynamik des Fließgewässers. Für eine naturnahe Fließgewässerdynamik ist eine naturnahe Gewässer-morphologie eine wichtige Voraussetzung. Für die Oster ist das Leitbild des Feinmaterialreichen, silikatischen Mittelgebirgsbachs (Fließgewässertyp 5.1) maßgeblich. Für zusätzliche Gewässerstrukturen kann beispielsweise der Eintrag von Totholz ein wertvolles Initial darstellen. Eine Verbesserung der Breitenvarianz und eine zumindest lokale Beseitigung von Uferbefestigungen könnten zur Verbesserung der strukturellen Vielfalt beitragen.

Totholz

Totholz ist das wichtigste Substrat neben Kies, Steinen und organischem Material. Infolge des beidseitig durchgängig vorhandenen Erlenbewuchses drängt sich der Vorschlag auf, hier mehrere positive Maßnahmen einzuleiten, indem einzelne Erlen oder Weiden gefällt und als Totholz ins Gewässer eingebracht werden. Auf diese Weise kann Totholz als zusätzliches wichtiges Substrat ortsnah gewonnen werden. Gleichzeitig lässt sich Licht in die stark beschatteten Bachbereiche bringen, was wiederum die Entwicklung aquatischer Makrophytenvegetation begünstigt. Das Totholz im Gewässer wirkt sich diversifizierend auf das Abflussgeschehen aus. Es kommt vermehrt zur Bildung von Strömungsablenkern, Schnellen, Kolken, Kehrwassern etc. und in der Folge zur Habitatanreicherung für aquatische Organismen.

Auflichten des Galeriewaldes

Wie bereits im vorhergehenden Absatz angedeutet, wäre es wichtig die „grüne Verrohrung“ aufzubrechen und abschnittsweise Licht ans Gewässer zu bringen. Die Galeriewälder sind altersgleiche Bestände aus im Wesentlichen einer Baumart. Zur strukturellen Anreicherung und zur Förderung des Lichteinfalls auf das Gewässer wäre ein Gehölzeinschlag auf einzelnen Gewässerabschnitten zu erwägen.

Bekämpfung von Neophyten

Insbesondere der Riesen-Bärenklau (*Heracleum mantegazzianum*) muss dringend bekämpft werden. Wertvolle Vegetationsbestände drohen der Ausbreitung dieser Art zum Opfer zu fallen. Bereits heute sind große Bereiche südlich von Neumühle durch Massenvorkommen des Riesen-Bärenklaus gekennzeichnet. Die Bekämpfung ist eine langwierige und aufwändige Angelegenheit, sollte aber unbedingt durchgeführt werden, da ansonsten der gesamte Projekterfolg in Frage steht. Im Ortsteil Hoof wird gemäß mündlicher Auskunft des Ortsvorstehers Gernot Müller seit mehreren Jahren eine Bekämpfung durchgeführt, was sich in deutlich geringeren Vorkommen der Art in den Bereichen nördlich Neumühle widerspiegelt und als Beispiel Mut machen sollte.

Mahd von Brachflächen

Nicht mehr genutzte Glatthaferwiesen haben sich vielerorts zu Brennnessel dominierten Brachflächen entwickelt. Diese Flächen sind vegetationskundlich verarmt, wenngleich an manchen Orten noch heute Reste ehemaliger Wiesenutzung erkennbar sind, z. B. an Vorkommen von Glatthafer (*Arrhenatherum elatius*) in den eutrophen Brachen. Eine gelegentliche Mahd (alle 3-5 Jahre) mit Abtransport des Mahdgutes könnte hier zum einen Nährstoffe entziehen, zum anderen die dauerhafte Dominanz der Brennnessel zumindest einschränken.

Pflege von Nass- und Feuchtgrünland

Die ehemals wertvollen Feucht- und Nassgrünländer südlich Neumühle im Ostteil der Aue drohen durch Nutzungsaufgabe und Ausbreitung des Riesen-Bärenklaus dauerhaft an Wert zu verlieren. Eine regelmäßige Pflegemahd, mindestens 1 Mal pro Jahr mit Abtransport des Mahdgutes sowie die konsequente Verhinderung einer weiteren Ausbreitung des Riesen-Bärenklaus sind zwingende Voraussetzung für eine Revitalisierung der Bestände. Da die Flächen überwiegend sehr nass sind, werden die standörtlichen Voraussetzungen als sehr gut eingeschätzt. Zudem sind noch Charakterarten der Nasswiesen vorhanden.

Verlegung der Freileitung

Nur der Vollständigkeit halber sei auf die längs durch das Projektgebiet verlaufende Freileitung und deren ungünstigen Einfluss auf die Vegetation hingewiesen. Unter der Freileitung dürfen die Gehölze sich nicht ungehindert zur vollen Höhe entwickeln. Das führt zu regelmäßigen Pflegeeingriffen mit Beseitigung von Gehölzen. Im Zuge dieser Auflichtungen werden ideale Eindringsschneisen für die Neophyten geschaffen (vgl. Abbildung 69). Gut zu beobachten ist dies überall dort, wo kein Dauergrünland unter der Freileitung liegt. Riesen-Bärenklaus und Indisches Springkraut finden optimale Wuchsbedingungen auf den durch Fahrzeuge oder Pflegearbeiten offenen Böden. Bei gutem Lichtgenuss wachsen und fruchten die Pflanzen üppig. Eine Ausbreitung von diesen Schneisen in die angrenzende Vegetation ist mancherorts zu beobachten.

6.3 Avifauna

BEARBEITUNG: HANS-JÖRG FLOTTMANN - BÜRO FÜR LANDSCHAFTSÖKOLOGIE GBR

6.3.1 Methodik

Die Brutvögel wurden 2017 und 2018 jeweils zwischen Februar (speziell Spechte, Eulen) bzw. Mitte März und Anfang August erfasst. Die Erfassung erfolgte in beiden Untersuchungsjahren mittels 8 Begehungen nach der Methode der Revierkartierung (vgl. SÜDBECK et al. 2005), welche zwecks Erfassung schwer nachweisbarer sowie nachtaktiver Arten mittels Klangattrappe und nächtlicher Linientaxierung ergänzt wurde.

Ein singendes Männchen bedeutet jedoch noch nicht, dass tatsächlich eine Brut stattfindet. Es könnte sich etwa noch auf dem Durchzug befinden oder als Nahrungsgast in das Untersuchungsgebiet eingeflogen sein (FLOTTMANN & FLOTTMANN-STOLL 2016). Um neben eindeutigen Brutnachweisen (z.B. fütternde Altvögel) als Bruthinweis zu gelten, muss standardmäßig ein Männchen daher mindestens zweimal im gleichen Bereich im Abstand von mindestens einer Woche ein revieranzeigendes Verhalten zeigen. Durchzügler und Nahrungsgäste können somit berücksichtigt werden.

Kartenmaterial und Rohdaten sind im digitalen Anhang enthalten.

6.3.2 Ergebnisse

Es wurden im Untersuchungsraum insgesamt 89 Vogelarten nachgewiesen. Als Durchzügler (überfliegend) und Rast-/Gastvögel wurden 11 Arten, als Nahrungs-gäste 16 Arten ermittelt. Zumindest der Rotmilan ist beiden Kategorien zuzuordnen. Letztlich sind 62 Artnachweise als Brutvorkommen zu werten.

6.3.2.1 Brutvögel

Insgesamt konnten 62 Brutvogelarten nachgewiesen werden. Als konkret wertgebende Brutvögel sind Grünfüßiges Teichhuhn, Sperber, Eisvogel, Grünspecht, Kleinspecht, Neuntöter, Feldlerche, Feldschwirl, Star, Trauerschnäpper, Nachtigall, Gartenrotschwanz, Feldsperling, Bluthänfling und Goldammer zu nennen (Tabelle 43).

Tabelle 43: Gefährdungsstatus und Nistökologie der im Projektgebiet Oster vorkommenden Brutvögel 2017/2018, überwiegend bodenbrütend (Bb), überwiegend gehölzbrütend (Gb), überwiegend gewässergebunden, einschließlich Uferbereiche, Röhrichte, etc. (gew.) und überwiegend siedlungsbezogen/gebäudewohnend (sied.)

Art		Nistökologie	Status	Rote Liste			SPEC
				SL	D	EU	
<i>Turdus merula</i>	Amsel	Gb	B4	-	-	LC	E
<i>Motacilla alba</i>	Bachstelze	Bb	C13	-	-	LC	-
<i>Parus caeruleus</i>	Blaumeise	Gb	B6	-	-	LC	E
<i>Carduelis cannabina</i>	Bluthänfling	Gb	B4	V	3	LC	2
<i>Fringilla coelebs</i>	Buchfink	Gb	B4	-	-	LC	E
<i>Dendrocopos major</i>	Buntspecht	Gb	B7	-	-	LC	-
<i>Sylvia communis</i>	Dorngrasmücke	Gb	B4	-	-	LC	E
<i>Garrulus glandarius</i>	Eichelhäher	Gb	B7	-	-	LC	-
<i>Alcedo atthis</i>	Eisvogel	gew.	B7	V	-	VU	3

Art		Nistökologie	Status	Rote Liste			SPEC
				SL	D	EU	
<i>Pica pica</i>	Elster	Gb	C13	-	-	LC	-
<i>Alauda arvensis</i>	Feldlerche	Bb	A1	V	3	LC	3
<i>Locustella naevia</i>	Feldschwirl	Bb	B4	V	3	LC	E
<i>Passer montanus</i>	Feldsperling	Gb	B7	V	V	LC	3
<i>Phylloscopus trochilus</i>	Fitis	Bb	B4	-	-	LC	-
<i>Certhia brachydactyla</i>	Gartenbaumläufer	Gb	B4	-	-	LC	E
<i>Sylvia borin</i>	Gartengrasmücke	Gb	B4	-	-	LC	E
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	Gartenrotschwanz	Gb	B6	-	V	LC	2
<i>Pyrhula pyrrhula</i>	Gimpel	Gb	B4	-	-	LC	-
<i>Serinus serinus</i>	Girlitz	Gb	B4	-	-	LC	E
<i>Emberiza citrinella</i>	Goldammer	Bb	B4	-	V	LC	E
<i>Carduelis chloris</i>	Grünfink	Gb	B4	-	-	LC	E
<i>Gallinula chloropus</i>	Grünfüßiges Teichhuhn	gew.	C13	-	V	LC	-
<i>Picus viridis</i>	Grünspecht	Gb	B7	-	-	LC	2
<i>Parus cristatus</i>	Haubenmeise	Gb	B4	-	-	LC	2
<i>Phoenicurus ochruros</i>	Hausrotschwanz	sied.	C13	-	-	LC	-
<i>Passer domesticus</i>	Haussperling	sied.	B6	V	V	LC	3
<i>Prunella modularis</i>	Heckenbraunelle	Gb	B4	-	-	LC	E
<i>Phasianus colchicus</i>	Jagdfasan	Bb	B7	SIII	-	LC	-
<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	Kernbeißer	Gb	B4	-	-	LC	-
<i>Sylvia curruca</i>	Klappergrasmücke	Gb	B4	-	-	LC	-
<i>Sitta europaea</i>	Kleiber	Gb	B7	-	-	LC	-
<i>Dryobates minor</i>	Kleinspecht	Gb	B4	-	V	LC	-
<i>Parus major</i>	Kohlmeise	Gb	B6	-	-	LC	-
<i>Apus apus</i>	Mauersegler	sied.	B6	-	-	LC	-
<i>Delichon urbica</i>	Mehlschwalbe	sied.	B6	V	3	LC	3
<i>Turdus viscivorus</i>	Misteldrossel	Gb	B4	-	-	LC	E
<i>Sylvia atricapilla</i>	Mönchsgrasmücke	Gb	B4	-	-	LC	E
<i>Luscinia megarhynchos</i>	Nachtigall	Gb	B4	V	-	LC	E
<i>Lanius collurio</i>	Neuntöter	Gb	B7	V	-	LC	3
<i>Corvus corone</i>	Rabenkrähe	Gb	C13	-	-	LC	-
<i>Columba palumbus</i>	Ringeltaube	Gb	C13	-	-	LC	E
<i>Emberiza schoeniclus</i>	Rohrhammer	gew.	B4	-	-	LC	-
<i>Erithacus rubecula</i>	Rotkehlchen	Bb	B4	-	-	LC	E
<i>Aegithalos caudatus</i>	Schwanzmeise	Gb	B4	-	-	LC	-
<i>Turdus philomelos</i>	Singdrossel	Gb	B4	-	-	LC	E
<i>Regulus ignicapilla</i>	Sommergoldhähnchen	Gb	B4	-	-	LC	E
<i>Accipiter nisus</i>	Sperber	Gb	B4	-	-	LC	-
<i>Sturnus vulgaris</i>	Star	Gb	B4	-	3	LC	3
<i>Carduelis carduelis</i>	Stieglitz	Gb	B4	-	-	LC	-
<i>Anas platyrhynchos</i>	Stockente	gew.	C12	-	-	LC	-
<i>Parus palustris</i>	Sumpfmeise	Gb	B4	-	-	LC	3
<i>Acrocephalus palustris</i>	Sumpfrohrsänger	Gb	B4	-	-	LC	E
<i>Parus ater</i>	Tannenmeise	Gb	B4	-	-	LC	-

Art		Nistökologie	Status	Rote Liste			SPEC
				SL	D	EU	
<i>Ficedula hypoleuca</i>	Trauerschnäpper	Gb	B4	V	3	LC	E
<i>Streptopelia decaocto</i>	Türkentaube	Gb	B5	-	-	LC	-
<i>Turdus pilaris</i>	Wacholderdrossel	Gb	B4	-	-	LC	(E ^w)
<i>Certhia familiaris</i>	Waldbaumläufer	Gb	B4	-	-	LC	-
<i>Cinclus cinclus</i>	Wasseramsel	gew.	B4	-	-	LC	-
<i>Parus montanus</i>	Weidenmeise	Gb	B4	-	-	LC	-
<i>Regulus regulus</i>	Wintergoldhähnchen	Gb	B4	-	-	LC	E
<i>Troglodytes troglodytes</i>	Zaunkönig	Gb	B7	-	-	LC	-
<i>Phylloscopus collybita</i>	Zilpzalp	Bb	B4	-	-	LC	-

Daneben finden sich im Gebiet noch vereinzelt Zuchtformen von Gänsen und Enten in Privatbesitz (z.B. Teiche im Ulmbachtal), welche hier aber nicht weiter berücksichtigt werden.

6.3.2.2 Durchzügler, Rast-/Gastvögel

Als wertgebende Durchzügler (überfliegend) wurden Erlenzeisig, Schwarzstorch, Kranich, Wespenbussard, Rotmilan, Schwarzmilan sowie Kolkrabe ermittelt.

Unter den konkret im Gebiet sich aufhaltenden Rast-/Gastvögel waren Silberreiher sowie Wiesenschafstelze als wertgebend anzutreffen (Tabelle 44).

Als wertgebende Nahrungsgäste wurden Weißstorch, Habicht, Rotmilan, Mäusebussard, Turmfalke, Baumfalke, Rauchschwalbe, Schleiereule, Waldohreule, Waldkauz und Schwarzspecht festgestellt.

Tabelle 44: Gefährdungsstatus der im Projektgebiet Oster vorkommenden Gastvögel 2017/2018

Art		Status	Rote Liste			SPEC
			SL	D	EU	
<i>Falco subbuteo</i>	Baumfalke	NG	3	3	LC	-
<i>Coloeus monedula</i>	Dohle	NG	-	-	LC	E
<i>Spinus spinus</i>	Erlenzeisig	DZ	D	-	LC	-
<i>Ardea cinerea</i>	Graureiher	NG	-	-	LC	-
<i>Accipiter gentilis</i>	Habicht	NG	-	-	LC	-
<i>Branta canadensis</i>	Kanadagans	RV	SIII	n.b.	LC	-
<i>Corvus corax</i>	Kolkrabe	DZ	2	-	LC	-
<i>Phalacrocorax carbo</i>	Kormoran	RV	n.g.	-	LC	-
<i>Grus grus</i>	Kranich	DZ	n.g.	-	LC	2
<i>Buteo buteo</i>	Mäusebussard	NG	-	-	LC	-
<i>Alopochen aegyptiaca</i>	Nilgans	NG	SIII	n.b.	LC	-
<i>Hirundo rustica</i>	Rauchschwalbe	NG	3	3	LC	3
<i>Milvus milvus</i>	Rotmilan	DZ/NG	-	V	NT	2
<i>Corvus frugilegus</i>	Saatkrähe	NG	-	-	LC	-
<i>Tyto alba</i>	Schleiereule	NG	-	-	LC	3
<i>Milvus migrans</i>	Schwarzmilan	DZ	-	-	LC	3

Art		Status	Rote Liste			SPEC
			SL	D	EU	
<i>Dryocopus martius</i>	Schwarzspecht	NG	-	-	LC	-
<i>Ciconia nigra</i>	Schwarzstorch	DZ	n.g.	-	LC	3
<i>Casmerodius albus</i>	Silberreiher	RV	n.g.	-	LC	-
<i>Columba livia f. domestica</i>	Straßentaube	NG	SIII	-	LC	-
<i>Falco tinnunculus</i>	Turmfalke	NG	-	-	LC	3
<i>Strix aluco</i>	Waldkauz	NG	-	-	LC	E
<i>Asio otus</i>	Waldohreule	NG	-	-	LC	-
<i>Ciconia ciconia</i>	Weißstorch	NG	1	3	LC	2
<i>Pernis apivoris</i>	Wespenbussard	DZ	V	3	LC	E
<i>Motacilla flava</i>	Wiesenschafstelze	RV	1	-	LC	-

6.3.3 Diskussion

Es wurden aktuell im Untersuchungsraum insgesamt 89 Vogelarten nachgewiesen. Damit nahm der Vogelbestand von 81 Arten nach der Renaturierung im Untersuchungsgebiet allgemein betrachtet weiter zu. Als Durchzügler (überfliegend) und Rast-/Gastvögel wurden 11 Arten, als Nahrungsgäste 16 Arten ermittelt. Letztlich sind ebenso wie in 2003, in leicht veränderter Zusammensetzung, auch aktuell 62 Artnachweise als Brutvorkommen zu werten. Vor der Renaturierung wurden hingegen nur 55 (1990) und unmittelbar nach der Renaturierung bereits 59 Brutvogelarten (1996) erfasst. Dabei stieg die Revierzahl von 437 (vor der Renaturierung 1990) über 467 (nach der Renaturierung 1996) und 446 (2003) auf aktuell insgesamt 556 (2017) bzw. sogar 603 (2018) an.

Dabei waren unmittelbar nach der Renaturierung die meisten der Rote Liste-Arten noch im unmittelbaren Umfeld des rural geprägten Siedlungsraumes zu finden (z.B. Mehlschwalbe, Türkentaube, Gartenrotschwanz, Haus-, Feldsperling, Bluthänfling) (vgl. FLOTTMANN & FLOTTMANN-STOLL 2004). Aktuell tritt der überwiegende Teil der heutigen Rote Liste-Arten im Bereich des reich strukturierten Offenlandes in Erscheinung (Kapitel 6.3.2.1 ff.).

Den größten Teil der festgestellten Brutvogelarten machen erwartungsgemäß die gehölzgebundenen Vertreter, v.a. freibrütende Singvogelarten, im Gebiet aus. Typische und häufige Arten der Hecken- und Gebüschkomplexe sind vor allem Gartengrasmücke, Mönchsgrasmücke, Heckenbraunelle, Zaunkönig oder Buchfink. Die in der aktuellen Untersuchungsphase am stärksten vertretene Brutvogelart war hier erneut mit sogar 44 gegenüber zuvor 32 Revieren die Gartengrasmücke. Weitere Bestandszunahmen seit Beginn der Untersuchungen unter den allgemein häufigeren Arten sind darüber hinaus insbesondere auch bei Rabenkrähe, Mönchsgrasmücke, Heckenbraunelle, Fitis und Zaunkönig zu erwähnen. Der Grauschnäpper ist gänzlich verschwunden.

Während nach der Renaturierung Braunkehlchen, Kleinspecht und Hohлтаube nicht mehr brütend nachweisbar waren, gelten weitere zuvor im Gebiet brütend beschriebene Arten, wie Jagdfasan, Feldlerche, Waldlaubsänger, Graureiher und Schwarzspecht zumindest noch als Brutvögel der unmittelbar angrenzenden Randgebiete. Aktuell konnte unter diesen Arten zumindest dem Fasan, dem Kleinspecht und der Feldlerche wieder ein Revier im Gebiet zugesprochen werden. Das Braunkehlchen ist seither allerdings gänzlich im Raum verschwunden, wobei bei dieser Art auch insbesondere überregionale Ursachen, teilweise auch in den Überwinterungsgebieten, eine Rolle für dessen Rückgang spielen. Die Art wurde für 1990 noch mit einem Brutpaar im Bereich der Hochstaudenflur westlich der Einmündung des

Umbaches in die Oster (Brut nicht erfolgreich) sowie Nachweisen singender Männchen im nördlichen Untersuchungsgebiet angegeben. Bereits 1996 konnten nur noch singende Männchen am Wiesenhof und nördlich Marth, aber keine Bruthinweise mehr festgestellt werden.

Tabelle 45: Entwicklung von Artanzahl, Reviersumme und –zahlanteil der Brutvögel zwischen 1990 und 2018 im Untersuchungsgebiet Oster sowie dominante Arten und aktuell nicht mehr vertretene Arten

	1990	1996	2003	2017	2018
Artanzahl Brutvögel	55	59	62	58	62
Summe der Reviere	437	467	446	556	603
Dominante Arten 2018 (>5% Revierzahlanteil)					
Gartengrasmücke	4,54	4,52	7,17	6,65	7,30
Mönchsgrasmücke	7,72	5,38	5,61	6,65	6,47
Zaunkönig	4,54	3,66	6,5	5,94	6,14
Buchfink	6,80	4,73	4,48	4,50	5,64
Amsel	6,36	5,38	5,61	5,22	5,14
in 2017/18 nicht mehr als Brutvögel nachgewiesene Arten					
Braunkehlchen	0,45	0,43			
Grauschnäpper	1,59	0,43			
Waldlaubsänger		0,22			
Graureiher	0,22	0,22			
Hohltaube	0,22				
Schwarzspecht	0,22				
Schleiereule			0,90		
Turmfalke	0,45	0,65	0,45		
Dohle			0,45		
Mäusebussard	0,68	0,65	0,45		
Blässhuhn			0,22		
Haustaube			0,22		
Rauchschwalbe			0,22		

Erstmals nach der Renaturierung im Gebiet brütend beschrieben wurden Blässhuhn, Nachtigall und Türkentaube sowie Schleiereule, Haustaube, Mauersegler, Mehlschwalbe, Rauchschwalbe und Dohle, wobei insbesondere letztere jedoch bereits in den vorangegangenen Untersuchungsjahren nachweislich Brutvögel im angrenzenden Siedlungsbereich waren. Während das Blässhuhn aktuell im Gebiet nicht mehr in Erscheinung trat, konnten Schleiereule, Haustaube, Rauchschwalbe und Dohle wieder nur noch den aus der näheren Umgebung einfliegenden Nahrungsgästen zugeordnet werden. Das Grünfüßige Teichhuhn als Leitart verschiedenster Gewässertypen (Fließgewässer, Tümpel, Teiche, Weiher, Altarme, Klärteiche etc.; FLADE 1994) und deren Verlandungszonen wurde bereits 1996 erstmalig für das Gebiet beschrieben (Brutverdacht) und war seither stets mit einer erfolgreichen Brut vertreten. Aktuell trat die Art, welche bis dahin noch regelmäßig den zwischenzeitlich trocken-gefallenen Teich bei der Kläranlage Osterbrücken als Brutrevier nutzte, weiter südwärts bei der Neumühle als Brutvogel auf.

Unter den bodenbrütenden Arten, darunter insbesondere den meist selteneren Arten des Offenlandes, ist wie allgemein vielerorts nur ein geringer Brutvogelanteil vertreten.

Charakteristische Feuchtwiesenarten wie Limikolen, Kiebitz etc. fehlen als Brutvögel ebenso wie Wachtel und Rebhuhn als typische Offenlandarten nach wie vor. Eine Beeinträchtigung für diese Arten ist neben dem meist frühzeitigen Ausmähen der Nester insbesondere auch aufgrund ihrer allgemein hohen Störungsempfindlichkeit zu sehen. Bezüglich angepasster Mahdtermine gab es auch in den vergangenen Jahren immer wieder Diskrepanzen mit einigen Flächeneigentümern. Die in der Roten Liste geführten Singvogelarten Feldlerche, Goldammer und Feldschwirl wie auch Wachtel und Rebhuhn können sowohl ein Mosaik aus Grünland als auch Ackerflächen besiedeln, wobei gerade der neu festgestellte Feldschwirl auch Hochstaudenfluren und Saumstrukturen bevorzugt. Demgegenüber trat unmittelbar nach der Renaturierung die Rohrammer mit drei Revieren erstmals stärker im Gebiet auf, kam aktuell aber nur noch mit einem Brutnachweis vor.

Als Leitart u.a. auch landwirtschaftlich genutzter, halboffener und reichstrukturierter Fluss- und Bachauen (vgl. FLADE 1994), trat die Nachtigall innerhalb des Untersuchungsraumes erstmalig nach der Renaturierung auf, wohingegen der Neuntöter bereits zuvor in diesem Lebensraumtyp bestätigt wurde. Beide Arten sind bis aktuell im Gebiet vertreten.

Im Weiteren sind als Leitarten der Gewässer die bereits vor der Renaturierung aufgetretenen Arten Wasseramsel, Gebirgsstelze (Fließgewässer) und Eisvogel (Fließgewässer, Fischteiche) zu nennen. Im Gegensatz v.a. zum Eisvogel, aber auch zur Wasseramsel, deren Nahrungsrevier sich infolge der Inbetriebnahme der Kläranlagen von Seitengewässern auch auf den unmittelbaren Osterverlauf erweiterte, zeigte die Gebirgsstelze, deren Nahrungssuche vorwiegend in der Uferzone erfolgt, keine direkte Abhängigkeit von der Gewässerqualität.

Als wichtiger Indikator für eine naturnahe, weitestgehend intakte Auenlandschaft mit ausgeprägter Gewässermorphodynamik und Wasserqualität ist die Bedeutung der renaturierten Oster gerade für den Eisvogel als sehr hoch einzuschätzen. Dies zeigt sich auch an einem erstmals seit Beginn der Dokumentation besiedelten Brutrevier am Osterufer im nördlichen Teil des Untersuchungsgebietes, während die Art zuvor auf den Bereich zwischen den Zuflüssen von Betzelbach und Ulmbach beschränkt war. Das nördliche Revier ist nach wie vor besetzt, hat sich allerdings zwischenzeitlich noch weiter nordwärts verschoben. Die Wasseramsel nutzt im Gebiet die angebotenen Nisthilfen.

Grundsätzlich kann durch alljährliche, auch kleinräumige Revierwechsel der Status einzelner Brutvogelarten stets rasch variieren. Zahlreiche weitere Brutvorkommen insbesondere siedlungsgebundener Arten, wie Star, Haussperling, Hausrotschwanz, finden sich so auch unmittelbar außerhalb des Untersuchungsraumes wieder, insbesondere auch wo zusätzlich Nisthilfen angeboten werden. Hierunter fallen einige Arten, welche zuvor als Brutvögel und nunmehr als Nahrungsgäste eingestuft wurden, so z.B. Rauchschwalbe, Schleiereule oder Turmfalke. Als Leitarten des rural geprägten Siedlungsraumes gelten weiterhin Bachstelze, Bluthänfling, Rauchschwalbe und Stieglitz. Dabei ist langfristig betrachtet jedoch durch das zunehmende Verschwinden bäuerlicher Strukturen (Viehhaltung, Stallungen, Misthaufen, Streuobst) im Laufe der Zeit eine Abnahme einzelner charakteristischer Arten zu erwarten (vgl. Rauchschwalbe nur mehr Nahrungsgast). So gilt beispielsweise der Mauersegler bereits als Leitart urbaner Siedlungsmuster (FLADE 1994).

Auf dem Durchzug wurden bislang, meist nur sporadisch, bei vorherigen Untersuchungen mit Weißstorch, Bekassine, Wasserralle, Sperlingskauz, Raubwürger, Feldschwirl, Grauschnäpper oder Grauammer naturschutzfachlich teilweise interessante Arten registriert. Darunter konnten aktuell Bekassine, Wasserralle, Sperlingskauz, Raubwürger und Grauammer nicht mehr festgestellt werden. Der Feldschwirl hingegen hat sich, wenn auch nur mit einem Revier, aktuell als Brutvogel etabliert. Ebenso ist der Weißstorch zwischenzeitlich bereits mehrjähriger Brutvogel im Ostertal (südlich des Untersuchungsgebietes bei Werschweiler).

Mit Hilfe von Daten ortsansässiger Ornithologen konnten im Rahmen der früheren Untersuchungen auch zuvor im Untersuchungsgebiet aufgetretene Arten ermittelt werden, welche in den älteren Projektberichten bisher nicht berücksichtigt werden konnten. Dabei stellte sich heraus, dass das Untersuchungsgebiet gerade für auf dem Durchzug befindliche rastende Vögel sowie Brutvögel in Randgebieten, welche die Osteraue zur Nahrungssuche nutzen, einen hohen Stellenwert besitzt. So konnten neben ehemaligen Brutvögeln (z.B. Schwarzkehlchen) bislang meist unregelmäßig auftretende Arten von naturschutzfachlichen Interesse registriert werden (z.B. Flussuferläufer, Schafstelze, Wiesenpieper, Kiebitz), welche jedoch zwischenzeitlich insbesondere auch aufgrund der landschaftlichen Veränderungen seit der Renaturierung (v.a. Sukzession – unmittelbar nach der Renaturierung waren kurzzeitig sogar Rohbodenstandorte vorhanden) oder bislang noch ungünstiger Störeinflüsse auch langfristig nicht als Brutvögel zu erwarten sind. So wurde in vorhergehenden Berichten bereits erwähnt, dass v.a. mit Hilfe einer entsprechenden Bewirtschaftungsweise insbesondere unter den Durchzüglern auch potentielle Brutvögel (z.B. Feldschwirl, Grauammer, Wiesenpieper) für das Untersuchungsgebiet abgewonnen werden können. Zumindest mit der Etablierung des Feldschwirls aktuell als Brutvogel wird, vage behauptet, diese positive Entwicklung aufgezeigt.

Geschlossene Waldbereiche kommen lokal nur randlich an das Untersuchungsgebiet angrenzend und somit anteilmäßig unterrepräsentiert vor. Dennoch treten im Gebiet weiter stabil Leitarten verschiedenster Waldtypen (Eichen-Ulmen-, Eichen-Hainbuchen-, Buchen-, Weiden- und Erlenbruchwälder) auf (z.B. Gartenbaumläufer, Grünspecht, Kleiber, Sumpfmeise), welche jedoch ansonsten im Gebiet überwiegend auch andere geeignete Biotope (Kleingärten, Streuobst u.a.) nutzen. Untersuchungen ergaben, dass zahlreiche Waldarten stärkere Bestandszunahmen aufweisen, die dann konkret jedoch in den Siedlungsbereichen sowie im gering baumbestandenen Offenland erfolgen. Hier unterliegen die Arten einer verstärkten Adaption, während die Bestände in den Wäldern selbst relativ stabil bleiben.

Für die Bewertung eines Gebietes werden in der Regel nur die Brutvögel als ausschlaggebender Faktor herangezogen. Während demnach noch zur letzten Hauptuntersuchungsphase 2003/2004 aus avifaunistischer Sicht der durch die Osterrenaturierung selbst nur indirekt beeinflusste, rural geprägte und im Untersuchungsgebiet gelegene Siedlungsbereich mit seinen charakteristischen Strukturen (bäuerliche Wohn- und Stallgebäude, Kleingärten u.a.) der mit lokaler Bedeutung am höchsten bewertete Lebensraumtyp (mit ehemals Rauchschwalbe sowie überwiegend zwar in unterdurchschnittlicher Individuendichte auftretenden, jedoch sowohl landes- als auch bundesweit rückläufiger Arten, wie Feldsperling, Gartenrotschwanz, Haussperling, Mehlschwalbe) war, hat diesen Platz nun das reich strukturierte und gehölzreichere Offenland mit Arten wie Sperber, Grünspecht, Kleinspecht, Neuntöter, Star, Trauerschnäpper, Nachtigall, Gartenrotschwanz, Feldsperling, Bluthänfling und Goldammer, eingenommen.

Die weiterhin landwirtschaftlich beeinflussten Flächen (Grünland, Brachen) hingegen sind aufgrund des Fehlens typischer Wiesen- und Offenlandarten (z.B. Braunkehlchen, Schafstelze, Wiesenpieper, Limikolen, Wachtel, Rebhuhn) sowie wegen des Rückgangs von Begleitarten (z.B. Rohrammer) weiter als verarmt zu bewerten. Ubiquitäre und euryöke Arten überwiegen in den jeweiligen repräsentativen Biotopen dieses Landschaftsausschnittes. Gerade die erhoffte Ansiedlung von Arten, wie Schafstelze oder Wiesenpieper blieb hier aus.

Die inzwischen über 20 Jahre renaturierte Oster selbst einschließlich ihrer damaligen Sonderbiotope (Tümpel, Flutmulden, Altarme) und Verlandungszonen ist aufgrund des Eisvogelvorkommens sowie des Anteils biotoptypischer Begleitarten (z.B. Wasserramsel, Sumpfrohrsänger, Stockente, Rohrammer, Nachtigall; FLADE 1994) aktuell immer noch als lokal

bedeutsam einzustufen. Als Alarmzeichen für den wieder schleichenden Rückgang der Eignung osterbegleitender Stillgewässer durch Sukzession und Verlandung allerdings sei insbesondere das Verschwinden des Grünfüßigen Teichhuhns am ausgetrockneten Teich bei der Kläranlage Osterbrücken zu nennen.

Für den Lebensraumtyp Wald wird aufgrund des geringen Anteils am Gesamt-untersuchungsgebiet keine Bewertung durchgeführt. Dennoch ist zu erkennen, dass die angrenzenden Waldbereiche aufgrund des allgemeinen Artenaufkommens sowie wertgebender Brutvogelarten im weiteren Umfeld (z.B. Baumfalke, Graureiher, Habicht, Rotmilan) einen hohen Stellenwert im Hinblick auf den Biotopverbund besitzen.

Naturschutzfachlich von besonderem Interesse sind neben den Brutvögeln, die im Allgemeinen den Wert eines Gebietes ausmachen, auch die Nahrungsgäste und Durchzügler, welche in vergleichsweise starkem Maße seltene und geschützte Arten aufweisen. Entlang der Oster existieren somit Räume, welche nicht im Gebiet brütenden Arten dennoch weiterhin einen wichtigen Teil ihres Gesamtlebensraumes darstellen.

Nun haben sich rund 20 Jahre nach der Renaturierung der Oster zugunsten entsprechender Brutvogelarten günstige feuchte und wechselfeuchte, strukturreiche Grünlandlebensräume im Gebiet entwickelt. Dennoch werden hier in Bezug auf eine Eignung der Bruthabitate des Offenlandes noch Defizite deutlich. Diese sind weiterhin insbesondere im Bereich der einen Großteil des Untersuchungsgebietes ausmachenden Grünlandflächen hinsichtlich bodenbrütender Wiesenarten zu betonen. Die laut vorhergehender Untersuchungen erhoffte Ansiedlung von Arten, wie Schafstelze oder Wiesenpieper, oder auch die Rückkehr des Braunkehlchens blieb diesbezüglich weiter aus.

6.4 Amphibien (Amphibia)

BEARBEITUNG: HANS-JÖRG FLOTTMANN - BÜRO FÜR LANDSCHAFTSÖKOLOGIE GBR

6.4.1 Methoden

Als den feldherpetologischen Standards entsprechende Methodik zur Ermittlung des Arteninventars wurde eine Kombination aus Sichtbeobachtung/Nachsuche (Laich, Larven, [Sub-] Adulti), Verhören sowie Keschern und Auslage von Reusenfallen bzw. Einsatz von Wasserfallen angewandt (HACHTEL 2009).

Die gängigen halbquantitativen Methoden sind dabei nicht generell für alle Amphibien geeignet und die jeweils anzuwendende Erfassungsmethode ist von der Amphibiengruppe (Anura bzw. Urodela) und der jeweiligen Art abhängig zu machen (LAUFER 1999).

Es wurden insgesamt 5 Begehungen jahreszeitlich und tageszeitlich entsprechend den Aktivitätsphasen der Amphibien angepasst. Die Begehungen erfolgten am: 28. März, 13. April, 08. Mai, 06. Juni und 10. Juli 2017.

Hinsichtlich einer besseren Vergleichbarkeit zu den Untersuchungen der Jahre 1991 (MÖRS DORF 1991) und 1995 (MÖRS DORF & CASPARI 1996) bzw. 2003/2004 (FLOTTMANN & FLOTTMANN-STOLL 2004) wurde die vorliegende Einteilung der Abundanzklassen übernommen (Tabelle 46).

Kartenmaterial und Rohdaten sind im digitalen Anhang enthalten.

Tabelle 46: Abundanzklassen nach Werten der vorangegangenen Untersuchungen

Abundanzklasse	Froschlurche / Anura			Schwanzlurche / Urodela		
	Laich	Juvenes	Adulti	Eier	Juvenes	Adulti
1	1 – 3	1 – 5	1 – 3	1 – 10	1 – 5	1 – 3
2	4 – 9	6 – 10	4 – 6	11 – 20	6 – 10	4 – 9
3	10 – 27	11 – 25	7 – 12	21 – 50	11 – 25	10 – 27
4	28 – 71	26 – 50	13 – 24	51 – 100	26 – 50	28 – 71
5	> 71	> 50	> 24	> 100	> 50	> 71

6.4.2 Ergebnisse

6.4.2.1 Artnachweise

Alle heimischen Amphibienarten gelten gemäß §44 BNatSchG als zumindest besonders geschützt. Streng geschützte Arten gemäß § 44 BNatSchG wurden nicht nachgewiesen. Es wurden insgesamt 7 Amphibienarten erfasst. Dabei steht saarlandweit mit dem Teichmolch 1 Art und deutschlandweit keine Art auf der Roten Liste (einschl. Vorwarnliste) (Tabelle 47).

Insgesamt betrachtet erhöhte sich die Artenzahl seit dem Jahr 1991 von erstmals 6 im Gebiet nachgewiesenen Amphibienarten (Feuersalamander, Berg-, Faden-, Teichmolch, Erdkröte und Grasfrosch) nach der Renaturierung bis 2003/2004 auf zunächst 9 Arten. Unmittelbar nach der Renaturierung trat 1996 der Seefrosch neu hinzu. Im Rahmen der nun vorliegenden Untersuchung wurden mit Geburtshelferkröte und Springfrosch zwei Arten, welche in 2003/2004 noch als weitere Arten nachweisbar waren, nicht mehr festgestellt. Zusammenfassend sind auch die Individuenzahlen aller festgestellten Arten wieder deutlich rückläufig.

Tabelle 47: Gesamtartenliste inkl. Angaben zu Status, Gefährdung und Schutz

Art		Rote Liste		FFH-	BArt	BNat	
		SL	D	Anhang	SchV Anl. 1 Spalte	SchG	b s
Feuersalamander	<i>Salamandra salamandra</i>				2	x	
Bergmolch	<i>Triturus alpestris</i>				2	x	
Fadenmolch	<i>Lissotriton helveticus</i>				2	x	
Teichmolch	<i>Lissotriton vulgaris</i>	V			2	x	
Erdkröte	<i>Bufo bufo</i>				2	x	
Grasfrosch	<i>Rana temporaria</i>			V	2	x	
Seefrosch	<i>Pelophylax ridibunda</i>			V	2	x	

Einen Überblick über die jeweiligen Gewässer hinsichtlich ihrer Eignung als potentielle Fortpflanzungsgewässer, in welchen im Gegensatz zu einem „Aufenthalts“- , „Ruf- bzw. Laichgewässer“ von einer für den Erhalt des jeweiligen Artbestandes ausreichenden Reproduktion auszugehen ist, erlaubt die Gewässerkarte zu den Kleingewässern der Oster im Anhang.

6.4.2.2 Relative Abundanz der Amphibienarten

Im Folgenden wird das aktuelle Vorkommen der Arten kurz kommentiert sowie die Bestandsentwicklung tabellarisch und mit den vergangenen Untersuchungsjahren für das Gesamtgebiet unter Vorbehalt methodischer Abweichungen zu Beginn der Untersuchungen vergleichend dargestellt.

Schwanzlurche - Urodela

Larven des **Feuersalamanders** konnten in 2017 im Untersuchungsgebiet noch an einer Stelle nachgewiesen werden. Hierbei handelte es sich nach wie vor um den Graben südwestlich des Dorfplatzes von Osterbrücken (Gewässer-Nr. 57), wo vorwiegend im Bereich des Zulaufes allerdings nur noch vereinzelt Larven beobachtet werden konnten (max. 8 gegenüber bis zu 20 Larven bei vorherigen Untersuchungen). Im weiteren Verlauf dieses Grabens zur Oster hin hielten sich zeitweise weitere Larven auf das Gewässer verteilt auf. In Letzterem war aktuell nichts mehr feststellbar. Im Graben nördlich des Betzelbaches (Gewässer-Nr. 81), wo die Art zuvor ebenfalls mit insgesamt etwa 20 Larven festgestellt wurde, ebenso wie im dazu benachbarten Tümpel (Gewässer 80) wurden keine Tiere mehr gefunden (vgl. Amphibiendaten im digitalen Anhang).

Der **Bergmolch** wurde 1991 in 7 und 2003 in insgesamt 10 Gewässern vorgefunden. Dabei wiesen ein aus dem ehemaligen Osterverlauf rekonstruiertes Kleingewässer zwischen Osterbrücken und Hoof (Gewässer-Nr. 61) sowie der Graben nördlich des Betzelbaches (Gewässer-Nr. 81) vergleichsweise sehr hohe Individuenzahlen auf. Hier wurden auch 2004 innerhalb von drei Stunden jeweils zwischen 60 und 70 adulte Individuen gefangen. Unter Berücksichtigung gleich langer Fängigkeitsdauer der Reusen waren zum damaligen Zeitpunkt mit Nachweisen zwischen 10 und 20 Individuen die Gewässer 66, 72 und 77 noch als mäßig gut besiedelte Standorte (Abundanzklasse 3) zu betrachten. In allen übrigen Gewässern erfolgten Fänge von weniger als zehn Tieren bis hin zu Einzelfängen. Während die Art im

Untersuchungsjahr 2003 in einzelnen vor der Renaturierung besiedelten Gewässern nicht mehr nachgewiesen werden konnte (z.B. Gewässer-Nr. 15, 16, 80) war im Übrigen eine deutliche Verteilung auf neue Gewässer erkennbar. Im Jahr 2004 wurde die Art individuen-schwach auch im ehemaligen Mühlgraben (Gewässer 16) festgestellt. Aktuell konnte die Art in 9 Gewässern nachgewiesen werden. Kein Nachweis erfolgte mehr in dem zwischenzeitlich trocken gefallenem Teich bei der Kläranlage Osterbrücken (Gewässer 35) sowie in Gewässer 53.

Mit insgesamt 18 besiedelten Gewässern war der **Fadenmolch** bisher räumlich betrachtet nach dem Grasfrosch die verbreitetste Art im Untersuchungsgebiet. Dabei trat er 2003 und 2004 jedoch nur in Gewässer 61 zwischen Osterbrücken und Hoof in hoher Individuenzahl auf. Die Gewässer 66, 67, 72 und 80 waren mit 10 bis 20 in 3 Stunden gefangenen adulten Individuen noch als mäßig gut besiedelt anzusehen (Abundanzklasse 3). In den übrigen 13 Gewässern konnten nur wenige oder einzelne Tiere festgestellt werden. Im Jahr 2004 konnten keine Veränderungen bei der Nutzung der Gewässer festgestellt werden. Unter den Schwanzlurchen eroberte der Fadenmolch jedoch insgesamt betrachtet die nach der Renaturierung neu entstandenen Gewässer am individuenstärksten. Aktuell konnte die Art nur noch in 13 Gewässern nachgewiesen werden. Kein Nachweis erfolgte mehr in den Gewässern 15, 39, 57, 59 und 64.

Der **Teichmolch** war 2003 zwar überwiegend in geringer Abundanz, räumlich betrachtet jedoch mit Nachweisen an insgesamt 15 Standorten im Untersuchungsgebiet weit verbreitet. Lediglich an einem Standort südwestlich der Neumühle (Gewässer-Nr. 77) konnten mit Reusen in drei Stunden 24 Individuen gefangen werden. Auch im Jahr 2004 kam es zu keiner Änderung des Nutzungsverhaltens der im Jahr zuvor besiedelten Gewässer. Trotz der im Gegensatz zum Fadenmolch jeweils geringen Individuenzahl war beim Teichmolch seit 1991 aber die räumlich stärkste Ausbreitung auf die neu entstandenen Gewässer zu erkennen. Mit aktuell nur noch in 8 Gewässern nachgewiesen Vorkommen war bei der Art der stärkste Rückgang zu verzeichnen. Kein Nachweis erfolgte mehr in dem zwischenzeitlich trocken gefallenem Teich bei der Kläranlage Osterbrücken (Gewässer 35) sowie in den Gewässern 16, 59, 64, 67, 72, 88 und 89.

Froschlurche - Anura

Die **Geburtshelferkröte** konnte 2003 noch in einer Rufgesellschaft von 5 bis 10 Individuen unter einem Legsteinhaufen unmittelbar oberhalb des beim Dorfplatz Osterbrücken befindlichen Grabens (Gewässer-Nr. 57) verhört werden, wo auch 2004 wieder zwischen 3 und 5 Rufer festgestellt werden konnten. Sichtbeobachtungen sowohl von Adulti als auch von Larven erfolgten trotz intensiver Nachsuche im Gewässer bzw. potentieller Tagesverstecke und nächtlicher Begehung im weiteren Umfeld nicht. Im aktuellen Untersuchungsjahr 2017 einschließlich gezielter Nachkontrolle 2018 erfolgten keine Nachweise mehr. Recherchen zufolge bestehen auch für die vorhergehenden Jahre keine Hinweise mehr auf ein noch vorhandenes Vorkommen (Hr. Volz, mündl. Mitt.). Damit erscheint der ansonsten offensichtlich isolierte Bestand erloschen.

Mit insgesamt 74 gezählten Laichschnüren war die **Erdkröte** im Untersuchungsjahr 2003 in dem nördlichen der beiden Fischteiche beim Ulmbachtal (Gewässer-Nr. 13) am individuenstärksten vertreten. Da dieses Gewässer 2004 abgelassen war, kam es hier nicht mehr zu einem Ablaichen. Die Art wich zu diesem Zeitpunkt erstaunlicherweise nicht in den nächstgelegenen benachbarten Fischteich (Gewässer-Nr. 12) oder in den ehemaligen Mühlgraben (Gewässer-Nr. 16) aus. Im Übrigen wurde die Erdkröte in beiden Jahren in wesentlich

geringerer Abundanz nur an maximal 7 weiteren Standorten nachgewiesen. Aktuell konnte die Art nur noch in 5 Gewässern nachgewiesen werden. Kein Nachweis erfolgte mehr in dem zwischenzeitlich trocken gefallenem Teich bei der Kläranlage Osterbrücken (Gewässer 35) sowie in den Gewässern 53 und 61.

Mit Nachweisen in 20 bzw. 19 Gewässerstandorten war der **Grasfrosch** die räumlich am weitesten verbreitete Art im Untersuchungsgebiet. Die höchsten Abundanzen erreichte die Art 2003 mit über 70 Laichballen in Gewässer 13 (Abundanzklasse 5) sowie in den Gewässern 35, 67 (nur 2004), 75 und 81. Noch in weiteren sechs Gewässern (Gewässer-Nr. 15, 16, 72, 73, 88, 89) war der Grasfrosch mäßig gut vertreten (Abundanzklasse 3). Alle übrigen Nachweise waren von geringer Abundanz. Aktuell konnte die Art in 12 Gewässern mit insgesamt eher geringen Abundanzen nachgewiesen werden. Kein Nachweis erfolgte mehr in dem zwischenzeitlich trocken gefallenem Teich bei der Kläranlage Osterbrücken (Gewässer 35) sowie in den Gewässern 9, 63, 39, 53, 91, 92, und 93.

Der **Springfrosch** war 2003 mit 3 Gewässerstandorten, in denen er erstmals lediglich durch einzelne adulte, männliche Exemplare nachgewiesen werden konnte, neben Geburtshelferkröte und Feuersalamander die im Untersuchungsgebiet räumlich auch am geringsten verbreitete Art. Es handelte sich bei den Fundorten um die Gewässer 35, 59 und 61 nordöstlich von Hoof in Höhe des Schladwaldes. Im Jahr 2004 konnte der Springfrosch hier sogar nur noch in Gewässer 63 nachgewiesen werden (1 ♂). Im aktuellen Untersuchungsjahr 2018 erfolgten keine Nachweise mehr. Damit erscheint die Art im Untersuchungsgebiet wieder als verschollen.

In den früheren Jahren galt Gewässer 4 nördlich Marth zur Hauptaktivitätszeit des **Seefroschs** im Mai/Juni mit 30 bis 40 rufenden Männchen stets als das am stärksten besiedelte Paarungsbiotop. Mit 10 bis 20 Rufern wurden weiterhin die Gewässer 35, 67 und 77 bevorzugt besiedelt (Abundanzklasse 3). Mit einer wesentlich kleineren Rufergruppe wurde die Art 2004 zusätzlich in Gewässer 79 bestätigt. Im Gesamtuntersuchungsgebiet war zu diesem Zeitpunkt von einem geschätzten Gesamtbestand etwa 90 bis 100 rufender Männchen auszugehen. Nach Ende der Paarungsaktivitäten wanderte die Art jeweils im Jahresverlauf verstärkt auch in benachbarte Stillgewässer (v.a. Gewässer-Nr. 2, 69, 75 und 79) sowie in die Uferbereiche der Oster als Fließgewässer ein, in der die Art frühesten Funden im Frühjahr zufolge offenbar zumindest teilweise auch überwintert. Der Seefrosch besiedelte in seinem Sommerhabitat entlang der Oster vorwiegend den Abschnitt zwischen der Brücke nach Hoof und Marth, wo er stellenweise mit bis zu 13 Individuen auf 50 m Fließweglänge bei rd. 10 min. Begehungszeit registriert wurde. Nördlich davon war die Individuendichte deutlich geringer. In den angelegten Gartenteichen benachbarter Grundstücke wurden insgesamt gesehen stets nur einzelne Seefrösche festgestellt. Aktuell konnte die Art in 7 Gewässern mit insgesamt eher geringen Abundanzen nachgewiesen werden. Kein Nachweis erfolgte mehr in dem zwischenzeitlich trocken gefallenem Teich bei der Kläranlage Osterbrücken (Gewässer 35) sowie in den Gewässern 39 und 53.

Tabelle 48: Mittlere Abundanzklasse und Anzahl besiedelter Gewässer zwischen 1991 und 2017

	mittlere Abundanzklasse						Anzahl besiedelter Gewässer					
	1991	1995	1996	2003	2004	2017	1991	1995	1996	2003	2004	2017
Urodela												
Feuersalamander	1,0	n.e.	n.e.	1,0	1,0	1,0	1	n.e.	n.e.	2	3	1
Bergmolch	2,3	n.e.	n.e.	2,5	2,8	2,3	7	n.e.	n.e.	10	11	9
Fadenmolch	2,3	n.e.	n.e.	4,5	4,5	4,3	7	n.e.	n.e.	18	18	13
Teichmolch	1,0	n.e.	n.e.	5,0	5,0	3,5	1	n.e.	n.e.	15	15	7
Anura												
Geburtshelferkröte				1,0	1,0					1	1	
Erdkröte	1,3	2,5	1,0	2,0	2,3	2,5	5	5	1	8	7	5
Grasfrosch	6,3	9,0	4,6	4,0	3,8	3,0	25	27	23	20	19	12
Springfrosch				3,0	1,0					3	1	
Seefrosch			?	3,0	3,3	2,3				9	10	7

6.4.3 Diskussion

Auelandschaften gehören heutzutage nach wie vor aufgrund des starken anthropogenen Einwirkens zu den am meisten gefährdeten Lebensräumen. So haben die Auen in der gesamten Kulturlandschaft Europas infolge wasserbaulicher Maßnahmen der vergangenen Jahrhunderte ihren ursprünglichen Charakter in weiten Teilen eingebüßt. Aufgrund einer daraus resultierenden Verschlechterung des Wasserhaushaltes und einer nunmehr ermöglichten intensiven Landnutzung haben einst stark verbreitete Amphibienarten insbesondere in den letzten Jahrzehnten durch den Menschen vielerorts dramatische Bestandsrückgänge erlitten. In natürlichen bzw. naturnahen und somit auch renaturierten Auelebensräumen sollte es aufgrund einer durch die ausgeprägte Hydrodynamik bedingten Biotopvielfalt in der Regel aber (auch wieder) zu einem höheren Arten- und insbesondere auch Individuenaufkommen je Art als in den meisten übrigen Lebensräumen kommen. Rückgänge sind aber zwischenzeitlich dennoch auch bei bislang allgemein häufigeren Arten feststellbar.

Insgesamt betrachtet wird deutlich, dass unter dem Einfluss der unkalkulierbaren Spannungsdynamik gerade auch bei Hochwasserereignissen in der Aue die einzelnen Ruf-, Laich- und Fortpflanzungsgewässer jährlich in ihrem Status stark wechseln können. Rasch und hoch auflaufende Hochwasserspitzen aber bewirken gerade nur eine kurzfristig günstige Situation und flache Laichgewässer trocknen nach Abebben der Überflutung zu früh wieder aus. Diesbezüglich entscheidet letztlich die Dauer der Wasserführung, welche Gewässer überhaupt genutzt werden können und ob der Nachwuchs v.a. in den temporären Gewässern durchkommt, während persistente Gewässer häufig zu viele Prädatoren aufweisen. Um bei Wasserstandsschwankungen den Rückzug von zumindest einem Teil des Nachwuchses zu sichern, muss daher das Kleinrelief der Geländeoberfläche, welches vielerorts in Auelandschaften irgendwann zur Nutzbarmachung nivelliert wurde, stets Bereiche aufweisen, welche im Zusammenspiel mit einem hochanstehenden Grundwasserspiegel aufgrund ihrer topographischen Lage erst spät trocken fallen (FLOTTMANN 2003, TESTER 2001). Drastische Überflutungen mit reißender Strömung schaden allerdings ebenso wie eine gänzlich ausbleibende Wasserstandsdynamik. Gewässer im unmittelbaren Strömungsgeschehen von Hochwässern versedimentieren darüber hinaus meist in kürzester Zeit.

Hinsichtlich der Verlandung wird aber auch offensichtlich, welche wichtige Rolle unter den heutigen Gegebenheiten auch nach der Renaturierung eine extensive Bewirtschaftung der

Auebereiche spielt, ohne als Gegenspieler der Naturschutzbemühungen dazustehen. Durch das Ausbleiben einer regelmäßig durchgeführten Mahd gingen nach einiger Zeit aufgrund der Sukzession wichtige Paarungsstandorte verloren, welche einst durch die natürliche Hydromorphodynamik bedingte Pionier- und Initialstadien im Gelände darstellten. So verbuschten unbewirtschaftete Bereiche oder Bereiche ohne weitere Pflegemaßnahmen.

Wie die Ergebnisse zeigen, unterliegen nicht wenige der gerade in den vergangenen Untersuchungsphasen teilweise auch stärker besiedelten Gewässer der Osteraue einer fortlaufenden Sukzession. Folge ist zunächst eine stärkere Beschattung und somit längere Larvalentwicklung bis hin zur gänzlichen Meidung derartig unattraktiv gewordener Gewässer durch Amphibien sowie letztlich gänzliche Verlandung und Trockenfallen. Hinzu treten heutzutage zunehmend trockene Frühjahre und Frühsommer ohne Niederschläge. Eine so wieder schleichend stattfindende Entwertung und das Verschwinden wertvoller aquatischer Fortpflanzungshabitate als Reproduktionsgrundlage gelten zunächst als eine der Hauptursachen für den Rückgang der Amphibien aus einst gut genutzten Bereichen.

Demgegenüber ist der allgemein anhaltende Rückgang unserer einheimischen Amphibienfauna kein lokales Problem. Die vielerorts weitgehende Fragmentierung und die Zerstörung größerer Naturflächen führten allgemein betrachtet bereits zwangsläufig im Vorfeld zur Isolation bzw. zum Verlust von Teillebensräumen, welche die Amphibien saisonal im Frühjahr, Sommer/Herbst und Winter besiedeln (VGL. FLOTTMANN & FLOTTMANN-STOLL 2004). Hinzu kommen heutzutage insbesondere limitierende Faktoren, wie spezifische Krankheiten (Chytridiomykose) und das Auftreten meist verschleppter, nicht heimischer invasiver Arten.

So sind neben den heimischen Arten Edelkrebs (*Astacus astacus*) und Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium*) allgemein betrachtet mittlerweile mehrere invasive Krebsarten auf dem Vormarsch (z.B. Kamberkrebs, Galizischer Sumpfkrebs, Roter Sumpfkrebs, Signalkrebs, Marmorkrebs, Kalikokrebs). Auch wenn der direkte Nachweis, dass Signalkrebse Amphibienarten fressen, weitestgehend aussteht, so deuten die Untersuchungen zum Fressverhalten anderer Krebsarten (z.B. OTT 2016) darauf hin, dass Krebse allgemein für etliche Amphibienarten ein hohes bis sehr hohes Gefährdungspotenzial darstellen.

Vor allem sind es aber Managementprobleme, d.h. insbesondere die Verlandung bestehender und bisher gut besiedelter (v.a. auch [semi-]temporärer) Amphibiengewässer, die sich negativ auf die Amphibien im Untersuchungsgebiet auswirken. Um dieser Problematik zu begegnen, sollte über die Anlage weiterer, gut besonnener Amphibiengewässer, Flutmulden und Geländesenken v.a. in breiteren Aueabschnitten unter Miteinbeziehung eines schonenden Mahdregimes nachgedacht werden. Wünschenswert wären semitemporäre Kleingewässer und Senken vor allem im besonnten Offenland, welche insbesondere auch etwas abseits von den häufigeren Hochwassereignissen liegen, um eine allzu rasche Verlandung zu vermeiden, und in trockeneren Jahren ggf. auch in das Mahdregime integriert werden könnten.

6.5 Libellen

BEARBEITUNG: JÜRGEN OTT - L.U.P.O GMBH

6.5.1 Methoden

Nach methodischer Herangehensweise der früheren Untersuchungen im Projektgebiet Oster wurden an fünf Probestrecken die Abundanzklassen von Imagines geschätzt, Bodenständigkeitshinweise in Form von Larven, Paarungsflügen, Eiablagen sowie Bodenständigkeitsnachweise in Form von Exuvien ermittelt.

Die Begehungen fanden am 10.5., 23.5., 18.6., 21.7., 19.8., 10.9. und 29.9. 2017 sowie eine weitere Larvenaufsammlung am 28.5. 2018 statt.

Kartenmaterial und Rohdaten sind im digitalen Anhang enthalten.

Tabelle 49: Abundanzklasseneinteilung sowie Bezugsstrecken der Libelluliden

Individuenzahl/Bezugseinheit	Abundanzklasse
1	1
2 – 3	2
4 – 6	3
7 – 12	4
13 – 25	5
26 – 50	6
> 50	7
Art	Bezugseinheit (Uferstrecke)
Zygoptera ohne Calopteryx	25 m
Calopteryx + Sympetrum	50 m
alle übrigen Libelluliden	100 m
Corduliidae + Aeshnidae	200 m

6.5.2 Ergebnisse der aktuellen Untersuchungen in den Jahren 2017 und 2018

6.5.2.1 Ergebnisse der Libellenerfassungen

Libellenerfassungen an der Oster

In allen fünf untersuchten Teilstrecken war *Calopteryx virgo* gut vertreten, maximal wurde einmal die Abundanzklasse 7 erreicht, in der Regel war es aber nur die Abundanzklasse 4 oder 5.

Im ersten Untersuchungsjahr 1991 war die Blauflügel-Prachtlibelle noch gar nicht vertreten, im aktuellen Untersuchungsjahr 2017 war sie ungefähr gleich gut vertreten wie in 2003, bzw. nur minimal geringer.

Tabelle 50: Maximale Abundanzklasse von *Calopteryx virgo* in den fünf Probestrecken im Jahr 2017 und den vorangegangenen Untersuchungsjahren 2003, 1995 und 1991

Probestrecke	1991	1995	2003	2017
I	-	2	7	5
II	-	1	7	5
III	-	1	5	5
IV	1	-	5	6
V	-	1	5	7

Stellt man dieselbe Auswertung bei der Schwesterart *Calopteryx splendens* an, so ergeben sich die folgenden Daten (Tabelle 51).

Tabelle 51: Maximale Abundanzklasse von *Calopteryx splendens* in den fünf Probestrecken im Jahr 2017 und den vorangegangenen Untersuchungsjahren 2003, 1995 und 1991

Probestrecke	1991	1995	2003	2017
I	-	3	7	-
II	-	1	6	-
III	-	2	5	-
IV	2	1	7	-
V	-	2	5	2

An den Probestrecken wurden weiterhin noch die folgenden Arten nachgewiesen (Tabelle 52):

Tabelle 52: Abundanzen und Artanzahlen von Imagofunden in den fünf Teilabschnitten der Oster 2017

Probestrecke		I	II	III	IV	V
Zygoptera						
<i>Calopteryx virgo</i>	Blaufügel-Prachtlibelle	5	5	5	6	7
<i>Calopteryx splendens</i>	Gebänderte Prachtlibelle					2
<i>Platycnemis pennipes</i>	Blaue Federlibelle	2	2		2	
<i>Coenagrion puella</i>	Hufeisen-Azurjungfer				1	1
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	Frühe Adonislibelle				1	2
Anisoptera						
<i>Aeshna cyanea</i>	Blaugrüne Mosaikjungfer	2				1
<i>Sympetrum sanguineum</i>	Blutrote Heidelibelle				2	
Artanzahl		3	2	1	5	5

Calopteryx splendens, die im Jahr 2003 noch an allen fünf Probestellen mit Abundanzklassen von mindestens 5 gut vertreten war, kommt nunmehr praktisch nicht mehr an der Oster vor. Sie wurde nur noch vereinzelt als Imago an einer Probestelle (Probestrecke V) nachgewiesen.

Die Artendiversität war deutlich geringer als in den vorangehenden Untersuchungsjahren und etliche Libellenarten wie z.B. *Ischnura elegans*, *Lestes viridis*, *Sympetrum vulgatum* und *S. striolatum* konnten nicht mehr nachgewiesen werden. Bei den Kartierungen wurden an keiner der Probestellen Vertreter der Großlibellenfamilien mit typischen Fließwasservertretern Corduliidae (Falkenlibellen), Cordulegasteridae (Quellejungfern) oder Gomphidae (Flussjungfern) nachgewiesen, auch nicht als Imago oder als migrierende Individuen.

Libellen in weiteren Gewässern der Osteraue

Die Wasserstände in den der Oster benachbarten Stillgewässern waren entweder sehr gering oder die Gewässer waren ganz trocken bzw. komplett zugewachsen.

Nennenswerte Nachweise von Libellen gelangen nur an den beiden kleinen Gewässern in Abschnitt IV, die aber stark mit *Lemna* sp. zuwachsen und nur noch geringe offene Wasserflächen aufweisen.

Dort wurden die eher euryöken Arten *Pyrrosoma nymphula*, *Platycnemis pennipes*, *Coenagrion puella*, *Libellula quadrimaculata*, *Sympetrum sanguineum* und *Aeshna cyanea* nachgewiesen, allesamt keine gefährdete oder seltene Arten.

6.5.3 Diskussion

Im Untersuchungsjahr 2017 war der Wasserstand allgemein etwas niedriger als sonst, im Jahr 2018 infolge der langen Trockenheit im Sommer fiel er nochmals etwas ab.

Insgesamt zeigt die Oster nun eine für die Libellenbesiedlung gute Strukturdiversität in Form von wechseltiefen Gewässerabschnitten; schnell fließenden und stark turbulenten Abschnitten, die einen Sauerstoffeintrag begünstigen; offene als auch beschattete und bewachsene Abschnitte; Steil- und Flachufer mit sowohl offener als auch krautiger Vegetation sowie ein strukturreiches Umfeld mit Wiesen, Brachen, Heckenstreifen, Wald, etc. zur potentiellen Imaginalentwicklung.

Die "Grünverrohrung" durch die uferbegleitende Bepflanzung von gleichaltrigen Gehölzen im Zuge der Renaturierung bedingt aber, dass im Gewässer die mehr beschatteten Abschnitte überwiegen und damit Wasserpflanzen kaum noch eine Chance auf Etablierung haben und zusätzlich durch die Trübung des Gewässers limitiert werden. Weiterhin ist das Gewässer besonders in den Ortslagen nach wie vor festgelegt und morphodynamische Entwicklungen sind dementsprechend stark eingeschränkt und fehlen.

Im Zuge der Kartierungen konnte weiterhin mehrfach Abwassergeruch an der Oster festgestellt werden und es waren – wenn auch nicht in großem Maße – Schaumkrönchen zu sehen. Beides deutet auf eine immer noch bestehende, deutliche Belastung des Gewässers durch Abwasser hin. Dies liegt daran, dass nach Starkregenereignissen aus den Kläranlagen und Regenüberlaufbecken immer wieder einmal ein Nährstoffeintrag erfolgt, da hier immer noch Mischwasserkanalisation vorherrscht. Möglicherweise gibt es auch noch bisher nicht erfasste Direkteinleiter aus den Ortslagen, denn bei der Kartierung in 2017 wurden bei dem damaligen tiefen Wasserstand einige bis dato noch nicht bemerkte Rohre bzw. Einleiter gesehen.

Auf die organische Belastung weist auch der Algenüberzug auf Steinen und Wurzeln hin, bei beiden konnte auch ein meist dichter Überzug mit Feindetritus festgestellt werden. Bei den Käscher-Absammlungen von Larven an Erlenwurzeln gaben diese dichte "Wolken" an Feindetritus frei, gleiches war bei den Larvensuchen im Bodengrund bzw. zwischen den

Schottersteinen der Fall. Oft war das Wasser durch feine Schwebstoffe leicht trüb. Sandiges oder kiesiges Bodensubstrat ist nicht zu finden, bzw. ist von Feindetritus überdeckt oder zugesetzt.

Die typische Ufervegetation der Oster ist im Projektgebiet durch die Dominanz der Brennnessel geprägt, meist herrschen dort dichte Säume vor. Auch diese Vegetation weist auf einen beachtlichen Nährstoffeintrag aus dem Umfeld hin. In anderen Abschnitten gibt es u.a. auch dichte Bestände des Indischen Springkrauts (*Impatiens glandulifera*) und des Riesen-Bärenklaus (*Heracleum mantegazzianum*), also von durchaus problematischen Neophyten.

In der Probestrecke V (bei Marth, oberhalb der Brücke) konnte erstmals ein Biberdamm festgestellt werden. Der Biber (*Castor fiber*) breitete sich in den letzten Jahren im Saarland aus und hat auch die Oster erreicht. Dadurch ist ein typisches Stillgewässer im Bachlauf entstanden, das sicher zur Diversität des Gewässers und der Arten in positive Weise beiträgt.

An der Probestrecke III (oberhalb Brücke nach Hoof) wurden drei frisch geschlüpfte Bachhafter (*Osmylus fulvicephalus*) festgestellt und an der Probestrecke IV ein adultes Tier – die Art weist auf eine eigentlich gute Wasserqualität hin.

Auffallend war, dass bei dem Käschern nach Libellenlarven verhältnismäßig wenig Gamma-riden nachgewiesen wurden, bei manchen Käscherzügen waren auch gar keine zu finden.

Eine neue und sicher problematische Art in der Oster ist der Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*), der beim Käschern im Mai 2017 erstmals registriert wurde. Die Art ist, was mehrere Nachsuchen ergaben, offensichtlich mittlerweile recht häufig in der Oster, wo sich die Art auch reproduziert. Dies konnte an Funden von kleinen, juvenilen Tieren (um 3 cm Kopf-Schwanz-Länge) in den Erlenwurzeln beim Käschern nach Libellenlarven festgestellt werden. Nach Aussagen ansässiger Gewährsleute (H. Volz, Osterbrücken) sollen die ersten Signalkrebse 2011 oder 2012 aufgetaucht sein). Bei Werschweiler in der direkten Nachbarschaft zur Oster kommt auch noch der invasive Galizierkreb (*Astacus leptodactylus*) in einem Teich und dem anschließenden Bach vor, der möglicherweise auch in die Oster gelangen könnte. Des Weiteren kommt im Ostersystem noch der Kamberkreb (*Orconectes limosus*) vor. Da der Galizierkreb jedoch gegenüber der Krebspest sensibel ist, die vom Signalkreb und Kamberkreb übertragen wird, dürfte die Art zumindest langfristig in der Oster keine Chance haben. In Seitenbächen sollen vereinzelt auch noch Edelkrebse (*Astacus astacus*) vorkommen, die früher auch viel häufiger gewesen sein sollen. Sollten dahin die Signalkrebse vordringen, ist mit deren Verschwinden zu rechnen, da die Signalkrebse einerseits deutlich konkurrenzstärker sind und andererseits auch die Krebspest übertragen.

Die aktuellen Untersuchungen haben ergeben, dass sich zwar aus Sicht der Gewässerstruktur merkliche Verbesserungen im Vergleich zum Urzustand zu Beginn der Renaturierungsmaßnahmen ergeben haben, aber dies hat sich nicht (mehr) in der Libellendiversität ausgewirkt. Auch die Abundanzen sind im Vergleich zur letzten Untersuchung im Jahr 2003 merklich geringer geworden. Dies zeigt sich sowohl an den beiden Fließwasserarten *Calopteryx virgo* – die aber wegen ihrer Ökologie (Larven an Erlenwurzeln) noch einigermaßen gut vertreten ist – und ihrer Schwesterart *Calopteryx splendens*, die wegen der fehlenden Wasserpflanzen und nunmehr starken Beschattung fast nicht mehr präsent ist. Die Art zeigt sehr gut die negativen Auswirkungen der "Grünverrohrung" mit Erlen. Dies zeigt sich ebenfalls bei der Blauen Federlibelle (*Platycnemis pennipes*), die direkt nach der Renaturierung sehr häufig war (SCHINDLER 1997b) und auch in 2003 noch mit Abundanzklassen von 5-6 anzutreffen war (OTT 2003).

Es fehlten einige Libellenarten im Vergleich zur letzten Untersuchung (u.a. *Ischnura elegans*, *Sympetrum striolatum*) und die noch präsenten Arten waren in deutlich geringerer Anzahl

vertreten, meist waren es nur einzelne Individuen (sehr geringe Abundanzen).

Der Grund hierfür ist vor allem in den nach wie vor unbefriedigenden sonstigen Rahmenbedingungen an der Oster zu suchen.

So ist immer noch eine merkliche chemische bzw. saprobielle Gewässerbelastung zu verzeichnen (vgl. auch den Makrozoobenthos-Bericht, PRO LIMNO 2018).

Einer Besiedlung der Oster durch Libellen steht besonders der Feindetritus im Gewässer entgegen, dies wirkt sich auf alle das Bodensubstrat besiedelnde Libellenarten – v.a. Gomphiden und Cordulegasteriden – aus. Es fehlen hier wichtige Habitatstrukturen wie feinsandige und feinkiesige Gewässerböden bzw. sind schon wieder kurz nach der Renaturierung von zu viel Feindetritus und Schlamm überdeckt worden.

In dem Zusammenhang muss angemerkt werden, dass die Zielarten der Renaturierung – v.a. die Gomphiden und Cordulegasteriden – prinzipiell im Raum vorhanden sind, also von daher eine Besiedlung durchaus erfolgen könnte. Auch andere Gewässer, die in den achtziger Jahren des letzten Jahrhunderts noch Gomphiden-frei waren wurden mittlerweile besiedelt (u.a. Nahe: SCHLOTMANN (2009), Glan: OTT (2017)), was sich auch der Herabstufung der Arten dieser Gruppen von der Roten Liste zeigt (für die BRD: OTT et al. 2015, für Rheinland-Pfalz: WILLIGALLA, SCHLOTMANN & OTT 2018)

Auch die bereits mehrfach angesprochene “Grünverrohrung”, die sich durch die dichte Erlenpflanzung am Ufer ergeben hat, ist einer artenreichen Libellenbesiedlung abträglich, auch wenn das struktur- und habitatreiche Umfeld an sich sehr günstig für Libellenimagines ist.

Einzig positiver Aspekt der Erlenpflanzung für Libellen ist, dass sich die Larven der Fließwasserart *Calopteryx virgo* an den Erlenwurzeln halten können, ihre Schwesterart *Calopteryx splendens* ist dagegen praktisch verschwunden, da auch kaum mehr Wasserpflanzen vorhanden sind; und wenn diese in geringem Maße vorhanden sind, sind sie ebenfalls mit Feindetritus “zugesetzt”.

An der Erlenpflanzung zeigt sich aber auch ein generelles Phänomen in Renaturierungs- bzw. Naturschutzprojekten: die Änderung von Leitbildern im Laufe der Zeit. In den achtziger und neunziger Jahren des letzten Jahrhunderts waren dichte Erlenpflanzungen am Bachufer *das* Leitbild, da im Vergleich zu einem offenen Bach dadurch die typische Nahrung (Erlenlaub) für Flohkrebse zur Verfügung stand und das Gewässer infolge der Beschattung kühler wurde und damit sauerstoffreicher. Heute sieht man einen dichten Erlensaum deutlich differenzierter und kritischer.

Positiv könnte sich die Libellen-Besiedlung der Oster durch die Aktivitäten des nunmehr im Gewässer präsenten Bibers (*Castor fiber*) entwickeln. Im Abschnitt V oberhalb Marth hat er einen Damm und damit ein kleines Stillgewässer im Bachverlauf angelegt und sicher wird dieses nicht das einzige seiner Art bleiben.

Auf der anderen Seite sind nun, sicher infolge einer Aussetzungsaktion in einem Fischteich, invasive Signalkrebse (*Pacifastacus leniusculus*) in der Oster in großer Anzahl und mit einer gut reproduzierenden Population präsent, die das Nahrungsnetz durch ihren hohen Prädationsdruck im Gewässer deutlich verschieben bzw. beeinträchtigen werden (vgl. OTT 2018). Der Signalkrebs breitet sich in den letzten Jahren überall im Saarland massiv aus und besiedelt zunehmend die Fließgewässer bis in ihre obersten Regionen hinein.

Arten der aktuellen bundesdeutschen Roten Liste Libellen (OTT et al. 2015) oder der saarländischen Roten Liste Libellen (TROCKUR & DIDION 2008) kommen an der Oster nicht vor, lediglich in einem der Oster benachbarten Kleintümpel kommt der im Saarland als V (Vorwarnstufe) klassifizierte Vierfleck-Libelle (*Libellula quadrimaculata*) vor, auf bundesdeutscher

Ebene ist die Blaugrüne Mosaikjungfer (*Aeshna cyanea*) als eine sogenannte "Verantwortungsart" benannt (OTT et al. 2015). Ebenso fehlen Arten der Anhänge der FFH-Liste, die im näheren oder weiteren Umfeld durchaus präsent sind (z.B. *Ophiogomphus cecilia*), siehe OTT 2017, TROCKUR et al. 2010, TROCKUR & LINGENFELDER 2014).

6.5.3.1 Empfohlen Maßnahmen

Als Maßnahmen wären einige bereits früher vorgeschlagene (OTT 2003) zu nennen, als auch neue. Die Gewässerbelastung mit Schadstoffen und Feindetritus muss endlich komplett abgestellt werden. Sinnvoll wäre in diesem Zusammenhang auch, die Kolmation des Gewässers näher zu untersuchen, sowie eine neuerliche Untersuchung der Direkteinleiter.

Ebenso eine frühere Forderung ist das Zulassen der Morphodynamik, auch dies sollte endlich realisiert werden, ebenso wie das Einbringen von Totholz zur Strukturanreicherung. Zum Teil erledigt dies nun der Biber, doch wäre an der einen oder anderen Stelle noch Wurzelteller o.ä. einzubringen. Dies würde auch die Morphodynamik positiv beeinflussen.

Die eingetretene "Grünverrohrung" sollte reduziert werden, was gut durch eine nachhaltige Holznutzung des Ufersaumes geschehen könnte (Auf-den-Stock-Setzen der Erlen), wie das auch vor einigen Jahrzehnten noch generell an den heimischen Bächen üblich war. Diese historische und nachhaltige Nutzungsform sollte unbedingt reaktiviert werden, sowohl aus Gründen des Ressourcenschutzes, als auch der Förderung der Biodiversität.

6.5.3.2 Fazit

Der Erfolg der Oster-Renaturierung hat sich bei den Libellen leider immer noch nicht eingestellt – und wird es wohl in absehbarer Zeit auch nicht. Das Ziel der Wiederansiedlung typischer Fließwasserarten aus der Gruppe der Libellen wurde nur bei einer Art – *Calopteryx virgo* – in erkennbar gutem Maße erreicht, ihre Schwesterart *Calopteryx splendens* ist dagegen im Vergleich zur letzten Untersuchung in 2003 dagegen wieder deutlich zurückgegangen. Vor allem die typischen Großlibellenarten aus der Unterordnung der Anisoptera – Gomphiden und Cordulegasteriden – sind aber noch nicht an der Oster ansässig geworden, obwohl in für diese Gruppen in erreichbarer Distanz durchaus in Wiederansiedlungspool vorhanden ist.

Im Vergleich zur letzten Untersuchung im Jahr 2003 muss nunmehr sogar von einer merklichen Verschlechterung des ökologischen Zustands ausgegangen werden, denn sowohl die Artendiversität an Libellen, als auch deren Abundanzen gingen zurück.

6.6 Heuschrecken

BEARBEITUNG: HANS-JÖRG FLOTTMANN, BÜRO FÜR LANDSCHAFTSÖKOLOGIE GbR

6.6.1 Methoden

Für die Erfassung der Heuschrecken wurden im Untersuchungsraum in 2017 ebenso wie in 2018 auf jeweils 5 repräsentativen Flächen, die als habitatbezogen charakteristisch im Gebiet gelten und/oder eine anspruchsvollere Heuschreckenfauna erwarten ließen, parallel Sichtbeobachtungen und Verhören (Nachweis von Arten aufgrund ihrer spezifischen Gesänge) sowie Kescherfang (stumme und versteckt lebende Arten) angewandt (BRUCKHAUS & DETZEL 1997). Es wurden jeweils 3 Begehungen im Zeitraum von Mai/Juni (Feldgrille) bzw. Juli bis August durchgeführt.

Nach der Zählung / Schätzung der Individuen durch Ablaufen der je nach Ausprägung des betrachteten Biototyps 0,5 – max. 1 ha großen Probeflächen erfolgte die Übertragung der absoluten Zahlen aus dem Gelände in Abundanzklassen. Rote-Liste-Status erfolgte nach DETZEL & WANCURA 1998.

Tabelle 53: Abundanzklassen der Heuschrecken im Untersuchungsgebiet Oster

Abundanzklasse	Individuenzahl
1	1
2	2 – 5
3	6 – 20
4	21 – 50
5	>50

Die Geländetermine erfolgten an folgenden Tagen: 16. Mai, 29. Juli (einschl. Gesamtübersicht) und 17. August 2017 sowie 03. Juni, 21. Juli (einschl. Gesamtübersicht) und 22. August 2018.

6.6.2 Ergebnisse

Es wurden im Untersuchungsraum insgesamt 21 Heuschreckenarten, darunter 10 Langfühlerschrecken (Ensifera) und 11 Kurzfühlerschrecken (Caelifera) erfasst (Tabelle 54).

Unter den erfassten Heuschrecken befindet sich keine gemäß § 44 BNatSchG besonders oder streng geschützte Art.

Unter den im Untersuchungsraum festgestellten Arten stehen zwei als im Saarland gefährdet auf der Roten Liste (*Pseudochorthippus montanus* und *Gryllus campestris*) bzw. eine Art auf der bundesweiten Vorwarnliste (*P. montanus*).

Tabelle 54: Gesamtartenliste der Heuschrecken an der Oster 2017 mit Gefährdungstatus

Wissenschaftliche Bezeichnung	Deutscher Name	RL SL	RL D
Ensifera			
<i>Acheta domesticus</i> (Linnaeus, 1758)	Heimchen (Zufallsfund; keine PF)	D	
<i>Conocephalus fuscus</i> (Fabricius, 1793)	Langflügelige Schwertschrecke		
<i>Gryllus campestris</i> (Linnaeus, 1758)	Feldgrille	3	
<i>Meconema thalassinum</i> (De Geer 1773)	Gemeine Eichenschrecke	D	
<i>Metrioptera bicolor</i> (Philippi, 1830)	Zweifarbige Beißschrecke		
<i>Nemobius sylvestris</i> (Bosc, 1792)	Waldgrille		
<i>Phaneroptera falcata</i> (Poda, 1761)	Gemeine Sichelschrecke		
<i>Pholidoptera griseoaptera</i> (De Geer, 1773)	Gewöhnliche Strauchschrecke		
<i>Roeseliana roeselii</i> (Hagenbach 1822)	Roesel's Beißschrecke		
<i>Tettigonia viridissima</i> (L. 1758)	Grünes Heupferd		
Caelifera			
<i>Chorthippus albomarginatus</i> (De Geer 1773)	Weißrandiger Grashüpfer		
<i>Chorthippus biguttulus</i> (L. 1758)	Nachtigall-Grashüpfer		
<i>Chorthippus montanus</i> (Charpentier, 1825)	Sumpfgrashüpfer	3	V
<i>Chorthippus dorsatus</i> (Zetterstedt, 1821)	Wiesen-Grashüpfer		
<i>Chrysocraon dispar</i> (Germar, 1834)	Große Goldschrecke		
<i>Omocestus viridulus</i> (Linnaeus, 1758)	Bunter Grashüpfer		
<i>Pseudochorthippus parallelus</i> (Zetterstedt 1821)	Gemeiner Grashüpfer		
<i>Stethophyma grossum</i> (L. 1758)	Sumpfschrecke		
<i>Tetrix subulata</i> (L. 1758)	Säbeldornschrecke		
<i>Tetrix tenuicornis</i> (Sahlberg, 1893)	Langfühler-Dornschrecke	D	
<i>Tetrix undulata</i> (Sowerby 1806)	Gemeine Dornschrecke		

6.6.2.1 Ökologische Gilden

Da die Artengruppe der Heuschrecken bisher im Gebiet nicht erfasst wurde, können auch keine konkret vergleichenden Rückschlüsse gezogen werden. Es kann aber der Status Quo der empfindlicheren Arten und die Bedeutung der Heuschreckengemeinschaften insgesamt im Untersuchungsgebiet genauer bestimmt werden, um diese in Zukunft kontrollieren zu können. So wurden Probeflächen ausgewählt, die für ein langfristiges Monitoring vorgeschlagen werden können. Auf diesen Probeflächen müssen nicht zwingend gefährdete Arten vorkommen. Es hat schon eine hohe Aussagekraft, wenn eine für den Landschaftsraum charakteristische Heuschreckenfauna angetroffen wird.

Die im Untersuchungsgebiet festgestellten Heuschreckenarten repräsentieren eine Vielzahl unterschiedlicher Standortfaktoren und sind ein Hinweis auf die doch vielfältigen Strukturen im Gebiet.

Dabei lassen sich die Heuschrecken des Gebietes grob in Tabelle 55 aufgelisteten ökologischen Gilden zuordnen (DETZEL 1992).

Tabelle 55: Einteilung der ermittelten Heuschrecken der Oster in ökologische Gilden

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name
mittleres Grünland	
<i>Chorthippus dorsatus</i> (Zetterstedt, 1821)	Wiesen-Grashüpfer
<i>Pseudochorthippus parallelus</i> (Zetterstedt 1821)	Gemeiner Grashüpfer
<i>Chorthippus albomarginatus</i> (De Geer 1773)	Weißrandiger Grashüpfer
<i>Gryllus campestris</i> (Linnaeus, 1758)	Feldgrille
<i>Omocestus viridulus</i> (Linnaeus, 1758)	Bunter Grashüpfer
hochgrasige Bestände	
<i>Tettigonia viridissima</i> (L. 1758)	Grünes Heupferd
trockenere Variante	
<i>Phaneroptera falcata</i> (Poda, 1761)	Gemeine Sichelschrecke
<i>Metrioptera bicolor</i> (Philippi, 1830)	Zweifarbige Beißschrecke
<i>Chrysochraon dispar</i> (Germar, 1834)	Große Goldschrecke
<i>Roeseliana roeselii</i> (Hagenbach 1822)	Roesel's Beißschrecke
feuchtere Variante	
<i>Conocephalus fuscus</i> (Fabricius, 1793)	Langflügelige Schwertschrecke
Feucht- u. Nasswiesen, binsen- u. seggenreiche Bestände	
<i>Stethophyma grossum</i> (L. 1758)	Sumpfschrecke
<i>Chorthippus montanus</i> (Charpentier, 1825)	Sumpfgrashüpfer
Saumbereiche	
<i>Pholidoptera griseoaptera</i> (De Geer, 1773)	Gewöhnliche Strauchschrecke
waldgebunden	
<i>Nemobius sylvestris</i> (Bosc, 1792)	Waldgrille
<i>Meconema thalassinum</i> (De Geer 1773)	Gemeine Eichenschrecke
geophil	
<i>Chorthippus biguttulus</i> (L. 1758)	Nachtigall-Grashüpfer
Offenboden	
<i>Tetrix undulata</i> (Sowerby 1806)	Gemeine Dornschröcke
trockenere Variante	
<i>Tetrix tenuicornis</i> (Sahlberg, 1893)	Langfühler-Dornschröcke
feuchtere Variante	
<i>Tetrix subulata</i> (L. 1758)	Säbeldornschröcke
Siedlungsraum	
<i>Acheta domesticus</i> (Linnaeus, 1758)	Heimchen

6.6.3 Diskussion

Im Untersuchungsgebiet treten nur relativ wenige anspruchsvolle Heuschreckenarten auf. Eine Reihe von Arten mit größerer Resistenz kommt aber noch verbreitet mit größeren Beständen vor. So wurden nur zwei gefährdete Arten ermittelt, aber insgesamt eine individuenreiche Heuschreckengemeinschaft, die im Gebiet der Osterrenaturierung als Rückzugsort sicherlich ökologisch-funktional (v.a. im Nahrungsnetz) einige Bedeutung hat.

Im Weiteren sind im konkreten Bezug auf die Heuschreckenfauna die Maßnahmen der Wiesenpflege (extensive Mahd) seit der Osterrenaturierung ausschlaggebend für den weiteren Schutz anspruchsvolleren feuchteliebenden Arten. So ist für eine günstige Entwicklungsperspektive gerade dieser Arten und ihrer Lebensräume weiterhin eine ein- bis zweischürige Mahd oder eine extensive Beweidung an den durch die Indikatorarten Sumpfgashüpfer *Pseudochorthippus montanus* und Sumpfschrecke *Stethophyma grossum* besiedelten Standorten förderlich. Bei der Mahd sind stets Rückzugsstreifen wichtig. Dabei ist darauf zu achten, dass diese nicht ausschließlich in den trockeneren Randbereichen liegen, sondern auch nasse Bereiche umfassen, die meist im Zentrum einer Feuchtwiese liegen. Der Verlandung der Gewässer sowie einer fortlaufend starken Sukzession ist hierbei allerdings erkennbar mancherorts Einhalt zu gebieten.

Für die gefährdete Feldgrille *Gryllus campestris*, welche im gesamten Ostertal nur (noch) vereinzelt auftaucht, stellt v.a. in randlichen Hanglagen der Biotopverbund eine Fördermaßnahme neben der Sicherung und Erhaltung von mageren Wiesen im Raum dar. In günstigen Jahren, wenn die Populationsdichten allgemein hoch sind, kann die flugunfähige Art so neue Lebensräume besiedeln und den genetischen Austausch aufrechterhalten. Zur Förderung können außerhalb der feuchten Osteraue angrenzende Wiesen extensiv beweidet oder ein- bis zweischürig bewirtschaftet werden. Der Verzicht auf mineralische Dünger und Jauche ist dabei für die Erhaltung der Lebensraumqualität wichtig. Vom Einsatz bodenverdichtender Geräte sollte abgesehen werden, da dies den Bau der Wohnröhren erschwert. Wirtschaftlich uninteressante Wegböschungen sollten sonnenexponiert regelmäßig entbuscht werden. Diese Böschungen stellen im intensiv genutzten Grünland meist die einzigen verbliebenen Lebensräume dar und erweisen sich oft auch günstig für weitere Arten.

Die Rolle des Klimawandels ist derzeit noch schwer abzuschätzen. Heiße Sommer erhöhen zwar gerade in kühlfeuchten Gebieten die Schlupfrate der Eier, beschleunigen die Entwicklung der Larven und senken so ihre Anfälligkeit gegen Krankheiten und Prädation und begünstigen damit die Entwicklung individuenstarker Bestände, die als Ausbreitungszentrum fungieren können. Zudem erleichtern lange Wärmeperioden auch die Migration als solche. Allerdings können sich langfristig für Heuschrecken ausgedehnte Trockenperioden durchaus auch negativ auswirken (RÖBBELEN 2014), gerade in Feuchtgebieten (vgl. Sumpfgashüpfer *Pseudochorthippus montanus*, Sumpfschrecke *Stethophyma grossum*).

6.7 Laufkäfer

BEARBEITER: MARTIN LILLIG

6.7.1 Methodik

6.7.1.1 Erfassung

Die Laufkäfer wurden in drei Fangzeiträumen mit Bodenfallen erfasst: 09. bis 25. Mai, 04. bis 18. Juni und vom 15. bis 29. August 2017. Im Jahr 2018 standen die Fallen vom 14. bis 28. Mai, vom 2. bis 16. Juni und vom 4. bis 18. August. Diese Perioden orientierten sich an denen der früheren Untersuchungen.

An jeder Fläche wurden acht Plastikfallen mit einem Durchmesser von 7 cm und einem Volumen von 200 ml parallel zum Ufer in einer Höhe von ca. 10 bis 50 cm über Wasserspiegel in Abstand zwischen 5 und 10 m ausgebracht.

Als Fang- und Konservierungsflüssigkeit wurde mit Wasser verdünnter handelsüblicher Essig verwendet. Die Becher wurden zu 2/3 gefüllt. Zur Verringerung der Oberflächenspannung wurde etwas Spülmittel zugegeben.

Verursacht durch heftige Regenfälle mit dadurch verursachten starken Überflutungen (dpa 2018) wurden fast alle Fallen der Juni-Untersuchung 2018 weggeschwemmt oder verschüttet. Eine Auswertung der Fallen dieser Reihe war nicht möglich.

6.7.1.2 Untersuchungsflächen

Die Untersuchungsflächen befinden sich zwischen Marth und Haupersweiler. Die Standortwahl erfolgte an Hand der in den früheren Untersuchungen gewählten Flächen. Die im Untersuchungsbericht von 2003 erwähnte Vergleichsfläche V-1 wurde im Bericht nicht näher beschrieben. Daher wurde 2017 eines der wenigen begehbaren Ufer der Oster in Dörrenbach oberhalb der Kläranlage gewählt.

Kartenmaterial und Rohdaten sind im digitalen Anhang enthalten.

6.7.1.3 Ökologische Flächenbewertung mittels der Laufkäfer

Alle untersuchten Flächen befinden sich unmittelbar am Ufer der Oster und sind somit der Auendynamik des Wasserregimes unterworfen. Der Wechsel von Überflutung und Trockenfallen bedingt die für naturnahe Fließgewässer typische Morphodynamik. Arten, die in diesem Bereich leben, müssen an die unterschiedlichen Wasserstände angepasst sein. Flugfähigkeit und die Befähigung zu schwimmen sind wichtige Eigenschaften auentypischer Tiere. Eine hohe Zahl flugunfähiger Arten, z.B. *Abax parallelepipedus*, deutet auf eine Störung des Ökosystems Aue hin (SPANG 1996).

Intakte Fluß- und Auelebensräume liegen nach GERKEN (1985) dann vor, wenn der Anteil der Uferarten an der Gesamtindividuumdichte mehr als 50% beträgt.

6.7.2 Ergebnisse

6.7.2.1 Arten- und Individuenzahlen

Von BA-1 liegen Artenlisten aus 1995, 2017 und 2018 vor. Die Artenzahl hat sich mehr als

halbiert (Tabelle 56). Die Artenzahl an der Kontrollfläche in Dörrenbach entspricht mit 34 im Jahr 2017 und 26 im Jahr 2018 nahezu dem Durchschnitt der vier anderen Untersuchungsflächen (2017: 34,5, 2018: 24,3). 1990/91 war sie an der Kontrollfläche mit 38 Arten etwas höher als im Durchschnitt der anderen Flächen (36,7), 1995 entsprach die Artenzahl der Kontrollfläche (46) dem Durchschnitt der übrigen (46,5).

Wie die Artenzahlen haben sich auch die Individuenzahlen seit den Untersuchungen in den 90er Jahren z.T. erheblich reduziert (Tabelle 56). Die höchsten Individuenzahlen wurden, abgesehen von Fläche ED-2, unmittelbar nach der Renaturierung erreicht. Etwas mehr als zwanzig Jahre nach Abschluss der Maßnahmen wurden deutlich weniger Exemplare nachgewiesen als zuvor.

6.7.2.2 Auentypische Arten

Als „auentypische Arten“ werden nach Rohde (2005) die Spezies verstanden, die „ausschließlich in Auenbiotopen“ leben und „für ihr Überleben auf intakte Auenbiotope angewiesen“ sind. Die Zahl dieser Arten ging an allen Standorten zurück (vgl. Abbildung 75). Noch augenfälliger als der Rückgang der Arten ist derjenige an Individuen (Abbildung 75).

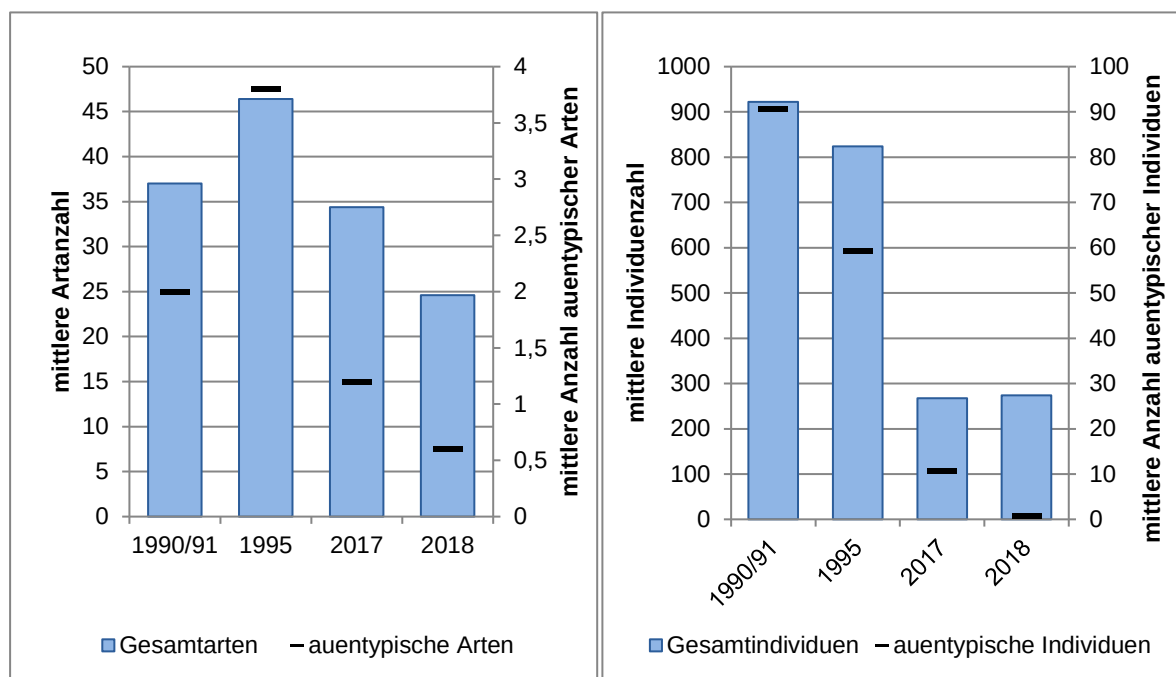


Abbildung 75: Mittlere Anzahl von auentypischen (nach ROHDE 2005) und sonstigen Laufkäfern der Oster. Links: Arten; Rechts: Individuen

Bei Betrachtung der auentypischen Arten wird ein markanter Anstieg der Artenzahl von 1990/91 zu 1995 deutlich. Im Jahr 2003 wurde eine vorher nicht gefundene Art im damaligen Bericht erwähnt. Im Jahr 2017 konnten lediglich die Arten welche bereits 1990/91 nachgewiesen wurden, bestätigt werden. Diese jedoch in deutlich geringerer Individuenzahl (Tabelle 56).

Bei den beiden Arten, die sowohl 1990/91 als auch 2017/2018 gefunden wurden, handelt es sich um *Bembidion dentellum* und *Paranchus albipes*, typische Spezies vegetationsreicher Ufer und Gebüsche und beschatteter Rohböden.

6.7.2.3 Rote-Liste-Arten

Tabelle 56 zeigt die Arten der 2018 gültigen Roten Listen der Laufkäfer Deutschlands (SCHMIDT et al. 2016) und der von Rheinland-Pfalz und Saarland (SCHÜLE et al. 1997). Es wurden mit *Agonum viridicupreum* (1 Individuum 1995) und *Ocys tachyoides* (je 1 Individuum 2003 und 2018) lediglich zwei Arten der Roten Liste Deutschlands nachgewiesen.

Tabelle 56: Arten der Roten Listen Deutschland und Rheinland-Pfalz/Saarland (ohne Kontrollstandort). RL-D: Rote Liste Deutschland 2016; RL-RP/S: Rote Liste Rheinland-Pfalz/Saarland 1997; 2: stark gefährdet; 3: gefährdet; V: Vorwarnliste; D: Daten unzureichend; *: ungefährdet

Jahr	1991	1995	2003	2017	2018		
Σ Individuen	20	148	79	57	46		
Σ Arten	4	20	4	11	6	RL-D	RL-RP/S
<i>Acupalpus meridianus</i> (Linné, 1761)		2					V
<i>Agonum fuliginosum</i> (Panzer, 1809)		5		3			V
<i>Agonum gracile</i> Sturm, 1824		1				V	3
<i>Agonum viridicupreum</i> (Goeze, 1777)		1				3	2
<i>Bembidion bruxellense</i> Wesmael, 1835		38	26				V
<i>Bembidion gilvipes</i> Sturm, 1825		26		2	2		V
<i>Bembidion guttula</i> (Fabricius, 1792)	6	1			5		V
<i>Bembidion obliquum</i> Sturm, 1825		3					V
<i>Bembidion punctulatum</i> Drapiez, 1821		1					V
<i>Bembidion quadripustulatum</i> Serville, 1821		5					3
<i>Bembidion semipunctatum</i> (Donovan, 1806)		1					3
<i>Bembidion tibiale</i> (Duftschmid, 1812)		1	47				V
<i>Bembidion varium</i> (Olivier, 1795)		11					V
<i>Blemus discus</i> (Fabricius, 1792)		1					D
<i>Carabus auratus</i> Linné, 1761	2	9		9	15		3
<i>Chlaenius nigricornis</i> (Fabricius, 1787)	7	10		1			3
<i>Chlaenius vestitus</i> (Paykull, 1790)		8					V
<i>Demetrias monostigma</i> Samouelle, 1819					1		V
<i>Dyschirius politus</i> (Dejean, 1825)		1					2
<i>Ocys tachysoides</i> Antoine, 1933			1		1	3	
<i>Ooedes helopioides</i> (Fabricius, 1792)		2		1			V
<i>Ophonus schaubergerianus</i> (Puel, 1937)						V	
<i>Oxytelus obscurus</i> (Herbst, 1784)				2			V
<i>Panagaeus cruxmajor</i> (Linné, 1758)				1			3
<i>Patrobus atrorufus</i> (Ström, 1768)				2			V
<i>Pterostichus diligens</i> (Sturm, 1824)		1		1			V
<i>Pterostichus minor</i> (Gyllenhal, 1827)				1			V
<i>Pterostichus cristatus</i> (Duftschmid, 1820)				23	16	V	
<i>Sinechostictus inustus</i> (Jacquelin du Val, 1857)	1					-	D
<i>Trechus rubens</i> (Fabricius, 1792)			1			V	3

Neun Arten stehen auf der Roten Liste für Rheinland-Pfalz und das Saarland, wovon sechs Arten ausschließlich vor 2017, eine nur 2018 und zwei Arten sowohl vor als auch nach 2017 gefangen wurden. Die mit Abstand höchste Zahl der Arten der Roten wie der Vorwarnliste

wurde 1995 erreicht.

Wie die Artenzahlen haben sich auch die Abundanzen seit den Untersuchungen in den 90er Jahren z.T. erheblich reduziert. Die höchsten Abundanzen wurden, abgesehen von Fläche ED-2, unmittelbar nach der Renaturierung erreicht. Etwas mehr als zwanzig Jahre nach Abschluss der Maßnahmen wurden deutlich weniger Exemplare nachgewiesen als zuvor.

6.7.2.4 Veränderung der Artenzusammensetzung

Der Vergleich der 2017 und 2018 im Renaturierungsabschnitt der Oster nachgewiesenen Arten mit denen, die zwischen 1990 und 2003 am Ufer festgestellt wurden, ergibt deutliche Unterschiede.

Insgesamt wurden 114 Carabidenarten an den vier untersuchten Uferabschnitten einschließlich dreier Arten, die ausschließlich an der Kontrollstelle gefunden wurden, nachgewiesen. Hiervon wurden 42 Arten aus der Zeit bis 2003 bekannt, die aktuell nicht gefunden wurden. Dem stehen 14 Arten gegenüber, die 2017/2018 erstmals festgestellt werden konnten.

Nicht nur die Artenzahl veränderte sich. Vor der Renaturierung siedelten an den Flächen GF-4, ED-2 und CB-4 (BA-1 wurde nicht untersucht) vier Arten der Lebensraumtypen „vegetationsarme Ufer, Bänke und Aufschwemmungen“ (GESELLSCHAFT FÜR ANGEWANDTE CARABIDOLOGIE 2009), die 2017/2018 nicht mehr angetroffen wurden: *Dyschirius aeneus*, *Elaphrus riparius*, *Bembidion genei illigeri* und *B. articulatum*. Zahlreiche weitere Arten dieses Lebensraumtyps eroberten nach den Bauarbeiten das Ufer der Oster. Insgesamt 13 Arten der vegetationsarmen Ufer wurden 2017/2018 an den Probeflächen nicht mehr angetroffen. Mindestens zwei dieser Arten (*Bembidion articulatum* und *Chlaenius vestitus*) sind an anderer Stelle entlang der Oster aber noch vorhanden. So wurden sie an der Kontrollfläche in Dörrenbach nachgewiesen.

Demgegenüber stehen vier Arten der Feucht- und Nasswälder, die in den früheren Untersuchungen fehlten und nun die Ufer besiedeln: *Carabus auronitens*, *Trichotichnus nitens*, *Pterostichus oblongopunctatus* und *Calathus rotundicollis*. Letztere Art wurde erst 2011 in Dörrenbach erstmals im Saarland wenige hundert Meter von der Oster angetroffen (LILLIG 2012) und scheint sich inzwischen zumindest entlang des kleinen Flusses ausgebreitet zu haben.

Arten der vegetationsarmen Ufer waren bei der Erstuntersuchung 1990/1991 selten. Lediglich *Paranchus albipes* zeigte an allen untersuchten Standorten hohe Abundanzen. Auch *Dyschirius aeneus* (GF-4: 3 Ex.), der allerdings auch an vegetationsreichen Ufern sowie in feuchten und nassen Hochstaudenfluren vorkommt, trat damals auf. Arten dieses Lebensraumtyps waren an der Oster aber durchaus vorhanden, wie u.a. die 102 gefangenen Exemplare der Kontrollfläche in Dörrenbach belegen.

Tabelle 57: Arten, die ausschließlich vor 2017 oder ausschließlich 2017/2018 im Bereich der Renaturierung nachgewiesen wurden. Entsprechende Nachweise an der Kontrollfläche wurden der Vollständigkeit halber aufgenommen. Lebensraumpräferenzen in Anlehnung an GESELLSCHAFT FÜR ANGEWANDTE CARABIDOLOGIE (2009).

Art	ausschließlich bis 2003					ausschließlich 2017/2018				
	GF-4	ED-2	CB-4	BA-1	(K)	GF-4	ED-2	CB-4	BA-1	(K)
<i>Cicindela campestris</i>			x							
<i>Carabus auronitens</i>						x	x	x	x	x
<i>Leistus terminatus</i>						x				
<i>Nebria salina</i>	x									
<i>Elaphrus riparius</i>	x	x	x	x	x					
<i>Dyschirius politus</i>				x						
<i>Dyschirius aeneus</i>	x	x	x	x	x					
<i>Trechus rubens</i>		x		x						
<i>Trechus quadristriatus</i>								x	x	x
<i>Blemus discus</i>			x							
<i>Tachys bistriatus</i>					x					
<i>Bembidion proberans</i>	x	x	x	x	x					
<i>Bembidion punctulatum</i>		x								
<i>Bembidion varium</i>	x	x	x	x	x					
<i>Bembidion semipunctatum</i>		x								
<i>Bembidion tibiale</i>	x	x	x	x	x					
<i>Bembidion bruxellense</i>	x	x	x	x	x					
<i>Bembidion genei illigeri</i>	x	x	x	x	x					
<i>Bembidion quadrimaculatum</i>	x	x	x	x	x					
<i>Bembidion quadripustulatum</i>	x			x	x					
<i>Bembidion articulatum</i>	x	x	x	x	x					x
<i>Bembidion octomaculatum</i>					x					
<i>Bembidion lunulatum</i>	x	x	x	x	x					x
<i>Patrobus atrorufus</i>						x				x
<i>Sinechostictus inustum</i>		x			x					
<i>Diachromus germanus</i>		x								
<i>Trichotichnus nitens</i>							x			x
<i>Harpalus affinis</i>	x		x	x						
<i>Harpalus latus</i>	x			x						
<i>Ophonis rufibarbis</i>	x	x								
<i>Ophonus schaubergerianus</i>			x							
<i>Pseudoophonus rufipes</i>		x			x					
<i>Stenolophus teutonius</i>		x		x	x					
<i>Stenolophus mixtus</i>					x					
<i>Acupalpus flavicollis</i>			x	x	x					
<i>Acupalpus meridianus</i>	x			x						
<i>Poecilus cupreus</i>	x	x	x	x						
<i>Pterostichus rhaeticus</i>						x			x	

Art	ausschließlich bis 2003					ausschließlich 2017/2018				
	GF-4	ED-2	CB-4	BA-1	(K)	GF-4	ED-2	CB-4	BA-1	(K)
<i>Pterostichus minor</i>						x				
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>							x		x	
<i>Calathus melanocephalus</i>	x									
<i>Calathus rotundicollis</i>						x	x	x	x	x
<i>Agonum viduum</i>		x		x						
<i>Agonum viridicupreum</i>				x						
<i>Agonum marginatum</i>	x		x	x						
<i>Agonum gracile</i>	x									
<i>Oxypselaphus obscurus</i>						x				
<i>Amara plebeja</i>	x	x								x
<i>Amara similata</i>		x		x						
<i>Amara communis</i>	x	x	x	x	x					
<i>Amara lunicollis</i>	x	x	x		x					
<i>Amaraequestris</i>	x									
<i>Chlaenius vestitus</i>	x	x								x
<i>Badister bullatus</i>						x	x	x	x	x
<i>Badister lacertosus</i>						x				
<i>Panagaeus cruxmajor</i>							x			
<i>Panagaeus bipustulatus</i>						x				
<i>Demetrias atricapillus</i>	x									
<i>Microlestes maurus</i>			x							

Legende	
3	vegetationsarme Ufer, Bänke und Aufschwemmungen
4	vegetationsreiche Ufer, Sümpfe, Moore, Feucht- und Sumpfteiden
5	Feucht- und Nasswälder, Waldsäume
6	Wälder, Vorwälder und Lichtungen
e	euryöke Arten
7	trockene, an größeren Gehölzen freie oder arme Biotope
8	Roh- oder Skelettböden sowie andere Sonderstandorte
9	Biotope der weitgehend offenen Kulturlandschaft mittlerer Standorte
7, 8, 9	diverse offene Standorte

6.7.3 Diskussion

Der Rückgang der Artenzahlen (Ausnahme GF-4) und noch deutlicher der der Abundanzen seit 1995 geht vor allem auf die Reduzierung der Uferarten zurück. Neu hinzugekommen sind Arten der Feucht- und Nasswälder, allerdings in deutlich geringerem Maße. Der Verlust an Uferarten betrifft besonders die Arten der vegetationsarmen Ufer. Aber auch die der vegetationsreichen Ufer sind betroffen. Es ist an dieser Stelle nicht zu entscheiden, ob der Rückgang der Arten und Abundanzen der Uferlaufkäfer an der Oster im Zusammenhang mit

dem allgemeinen Rückgang der Fluginsekten (HALLMANN 2017) steht. Vermutlich ist dieser Effekt nicht der entscheidende, da der Vergleich der Arten vor allem der Untersuchung des Jahres 1995 mit denen der Jahre 2017/2018 eine Änderung der Habitatstrukturen zu Lasten der Offenlandbewohner belegt.

Die Untersuchung von 1995 spiegelt den Zustand der Ufer kurz nach der Umgestaltung wider. Die Uferabschnitte waren weitgehend vegetationsfrei oder vegetationsarm. So wurde beispielsweise *Elaphrus riparius*, der 1990/1991 ausschließlich an der Kontrollfläche in Dörrenbach nachgewiesen wurde, 1995 und 2003 an allen Probestellen in zum Teil hoher Dichte angetroffen. Mit zunehmender Beschattung durch die sich gut entwickelnden uferbegleitenden Gehölzstrukturen verloren die Arten vegetationsloser und -armer Ufer ihren Lebensraum.

Gegenüber dem Ausgangspunkt 1990/1991 ist die Zahl der Arten vegetationsarmer Ufer 2017/2018 nach einem zwischenzeitlichen Hoch jetzt geringer als 1990. An GF-4 existieren noch kleine unbeschattete Abschnitte. So erklärt sich die gegenüber den drei anderen Untersuchungsflächen höhere Zahl von Uferarten.

Bei einer weiteren weitgehend ungestörten Sukzession der Vegetation entlang der Oster wird es zu einer weiteren Zunahme der schattenliebenden Arten von Feuchtwäldern kommen.

Die Ufer wurden bei der Renaturierung befestigt. Daher sind Uferabbrüche und so entstandene Rohbodenstandorte selten, was das Auftreten von Arten vegetationsfreier oder vegetationsarmer Ufer erschwert. Sollen solche Arten an der Oster wieder Lebensraum erhalten, sind dauerhaft Pflegemaßnahmen mit stellenweiser Entnahme von Gehölzen mit dem Ziel einer verstärkten Besonnung von Uferabschnitten notwendig und die Uferbefestigungen (Abb. 2 bis 5) zurückzubauen, damit es bei Hochwasserereignissen zur Bildung vegetationsfreier Stellen kommen kann. Der Lauf des Flusses sollte bei einer Re"aturierung" naturnah möglich sein. Dies bedeutet insbesondere die Möglichkeit, den Lauf frei zu wählen und somit auch zu ändern. Die Schlingen bieten mit Hang- und Gleithängen durchaus schnell und langsam durchflossene Abschnitte, also differenzierte Nischen. Es fehlt aber an einer Dynamik der Strukturen. So ist keine Veränderung des Laufs innerhalb von 17 Jahren zu erkennen.

6.8 Makrozoobenthos

BEARBEITER: HOLGER SCHINDLER & STEFFEN POTEL - PROLIMNO

6.8.1 Datengrundlagen und Methode

6.8.1.1 Vorhandene Daten

Es existiert eine umfangreiche Beschreibung und Dokumentation des Untersuchungsgebietes und der Ergebnisse der drei Hauptuntersuchungsphasen. Neben den unveröffentlichten Projektberichten der TU Kaiserslautern existieren vielfältige Veröffentlichungen bis hin zum Endbericht des Projekts (FREY & SCHINDLER 2005). Eine Auswahl der wichtigsten Veröffentlichungen findet sich im Literaturverzeichnis.

Kartenmaterial und Rohdaten sind im digitalen Anhang enthalten.

6.8.1.2 Aktuelle Messsonden-Untersuchung

Zur Untersuchung der Feldsondenparameter Leitfähigkeit und Wassertemperatur wurde ein Multi-Feldsondenmessgerät der Firma WTW verwendet, der pH-Wert wurde als unkritischer Parameter zur Übersichtsdokumentation mit Indikatorlösung aufgenommen. Die Messungen an allen Probestellen erfolgten in der fließenden Welle am 10.07.2017.

6.8.1.3 Untersuchung des Makrozoobenthos

Die Beprobung der Oster und ihrer Nebenbäche fand im Jahr 2017 an sieben Messstellen statt. Da sich die im ursprünglichen E+E-Vorhaben durchgeführte Untersuchungen insbesondere auf die gewässerchemische Gütesituation bezogen, waren einige der damaligen Messstellen redundant konzipiert. Auf diese Redundanz wurde bei der jetzigen Erfolgskontrolle verzichtet. Aus den ursprünglichen Messstellen verbleiben die beiden Oster-Messstellen A und C (Beginn und Ende der Projektstrecke) sowie die vier Messstellen der Nebenbäche H (Lochbach), Q (Betzelbach), R (Brombach) und U (Umbach). Als dritte Messstelle an der Oster wurde eine neue Messstelle beprobt, da die alten Messstellen A und C strukturell beeinträchtigt sind. Die neue Messstelle sollte in einem möglichst guten strukturellen Zustand sein, um ein Optimum der Besiedlung zu erfassen.

Diese sieben Messstellen wurden einmal im April 2017 nach der heute offiziellen Methode nach WRRL (AQEM/Perlodes) und einmal im Juni 2017 nach der halbquantitativen Methode zur Ermittlung des Saprobienindex untersucht.

6.8.1.4 Untersuchung des Makrozoobenthos nach WRRL (AQEM/Perlodes)

Die Methodik für die Beprobung des Makrozoobenthos nach WRRL vor Ort richtete sich nach den einschlägigen Werken zur Beprobung der Qualitätskomponente Makrozoobenthos. Das Makrozoobenthos wurde nach dem Prinzip des „multi-habitat-sampling“ (HERING et al. 2004) mit dem Kescher entnommen. Im Gelände wurde das Lebendmaterial grob gesichtet. Ebenfalls wurde explizit nach geschützten Arten geschaut und nach Taxa, die leicht bei der Konservierung zerstört werden (z. B. Eintagsfliegenlarven). Anschließend wurden die Proben für die vollständige Laborauswertung mit 70%igem vergälltem Ethanol konserviert (MEIER et al. 2006, METHODENHANDBUCH FÜR DAS SAARLAND, Stand 2009).

Wo der Kescher nach AQEM nicht eingesetzt werden konnte (enges Bachbett mit geringem Abfluss) wurde auf ein Handsieb der Maschenweite 1 mm zurückgegriffen und die Methodik möglichst vergleichbar gehalten. Die Aufbereitung der Proben und die taxonomische Bestimmung erfolgten nach der „Operationellen Taxaliste“, die das Mindestbestimmungsniveau der Organismen festlegt (HAASE 2006).

Die Auswertung erfolgte nach dem PERLODES-Verfahren mit der zugehörigen Software ASTERICS (Version 3.1.1) gemäß der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Die 2. Untersuchung des Makrozoobenthos erfolgte in Anlehnung an die damals übliche Erfassungsmethode DIN 38410.

6.8.2 Ökologische Situation der Oster und Ergebnisse

6.8.2.1 Ergebnisse der Messsondenuntersuchungen

Die Ergebnisse der pH-Werte sind unauffällig und liegen alle im neutralen Bereich bzw. knapp darüber.

Die Leitfähigkeitswerte beginnen am Projektanfang A bei Wiesenhof mit 188 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und erhöhen sich bis zum Ende C in Marth auf 307 $\mu\text{S}/\text{cm}$. In den Nebenbächen (Lochbach, Betzelbach, Ulmbach) liegt die Leitfähigkeit bei rund 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$, der Brombach zeigt den niedrigsten Wert von 130 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Im Vergleich zu den gemittelten Sommerdaten aus den früheren Untersuchungsphasen (UP1, UP2) zeigt sich ein Rückgang der Leitfähigkeit. Natürlich ist zu berücksichtigen, dass die aktuellen Werte auf einer stichprobenhaften Einzelmessung beruhen. Diese liegt in etwa bei den Minimalwerten der damaligen Sommerbeprobungen

Insgesamt scheint sich der damalige Trend hin zu einer Verbesserung der Leitfähigkeit nicht fortzusetzen. Nach Angaben des Leitbildes (POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER, 2008) eines feinmaterialreichen, silikatischen Mittelgebirgsbachs liegen die natürlichen Werte bei 50 – 180 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Bei aktuellen Leitfähigkeiten im Bereich von 188 bis 307 $\mu\text{S}/\text{cm}$ besteht dementsprechend weiterhin Verbesserungsbedarf.

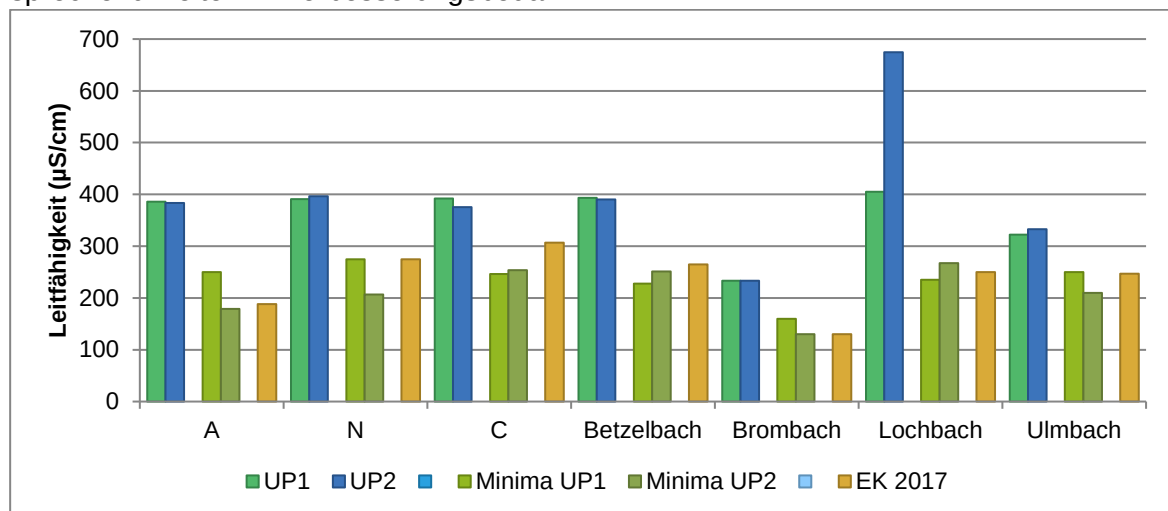


Abbildung 76: Leitfähigkeitswerte der Feldsondenuntersuchung vom 10.07.2017 (EK 2017) sowie der ersten (UP1) und zweiten (UP2) sommerlichen Untersuchungsphase 1990/91 bzw. 1995/96 an Ostermesstellen (A,N,C) und Nebenbächen

6.8.2.2 Ergebnisse der Untersuchung des Makrozoobenthos

Artenbestand der Oster-Probestellen

Die Taxazahl der Oster-Probestellen zeigt einen deutlichen Artenanstieg im Vergleich zu den vorherigen Untersuchungszeiträumen (Tabelle 58). Dabei ist zu berücksichtigen, dass 2017 statt vier Probennahmen wie in den vorherigen Untersuchungen, hier nur eine Probennahme erfolgte. Die Gesamtliste der Taxa der Oster befindet sich im Anhang.

Die Taxazahl der Oster-Nebenbäche zeigt beim Betzelbach einen deutlichen Artenanstieg im Vergleich zu den vorherigen Untersuchungszeiträumen.

Tabelle 58: Taxazahl der Oster-Probestellen und Nebenbäche von 90/91 bis 2017

		90/91	95/96	03/04	17*
Wiesenhof	A	23	47	37 (18)	48
Hoof	K	13	36	46 (25)	
Neumühle	N				54
Marth	D	35	42	47 (25)	
Niederkirchen/Saal	C	30	33	50 (28)	70
Lochbach	H	39	27	26 (22)	36
Brombach	R	39	29	22 (16)	45
Betzelbach	Q	17	26	35 (28)	73
Ulm bach	U	51	53	54 (33)	51

*im Gegensatz zu den vorangegangenen Untersuchungen wird hier nur eine Aufsammlung berücksichtigt, der vergleichbare April-Wert aus 2003/04 ist in ()

Saprobie der Probestellen

Die Saprobie der drei Oster-Probestellen wird zusammen mit zwei früheren Probestellen betrachtet, die die neu eingerichtete Probestelle N bei Neumühle umrahmen.

Die beiden Versionen der Saprobiebewertung ergeben auch unterschiedliche Ergebnisse. Dabei bewährt es sich, dass bei der neuen Version die Anzahl der verwendeten Indikatororganismen deutlich höher ist. Soweit durch die Zeitreihe belegt, ergibt sich, dass die Saprobie nach der neuen Version an allen drei beprobten Standorten mit „gut“ bewertet wird.

Allerdings ist dieser „gute“ Zustand noch nicht in dem Gütegrad, der von den Praktikern als notwendig erachtet wird. Der Grundzustand für den Gewässertyp 5 (5.1) wird mit 1,35 (1,45) angegeben, hier liegt er bei der Neumühle mit 1,867 noch am niedrigsten, an den beiden übrigen Standorten bei über 1,9. Damit limitiert die Saprobie alle übrigen Bewertungsparameter, da sie nach wie vor ein dominanter Faktor ist.

Die untersuchten Oster-Nebenbäche liegen durchweg in einem im Vergleich zur Oster günstigeren Zustand vor. Der schlechteste Wert wurde mit 1,843 am Betzelbach festgestellt, und unterscheidet sich somit vom besten Wert an der Oster-Probestelle Neumühle mit 1,867 nur geringfügig.

Tabelle 59: Saprobie der Probestellen an Oster und Nebenbächen von 1990 bis 2017

	A				C			
	90/91	95/96	03/04	17	90/91	95/96	03/04	17
Ergebnis	unbefr.	mäßig	mäßig	gut	mäßig	mäßig	mäßig	gut
German Saprobic Index (new version)	2,67	2,523	2,141	1,968	2,348	2,462	2,173	1,96
	D			N	K			
	90/91	95/96	03/04	17	90/91	95/96	03/04	
Ergebnis	mäßig	mäßig	mäßig	gut	mäßig	mäßig	mäßig	
German Saprobic Index (new version)	2,427	2,509	2,173	1,867	2,493	2,308	2,119	
	Lochbach				Brombach			
	90/91	95/96	03/04	17	90/91	95/96	03/04	17
Ergebnis	mäßig	unbefr.	gut	gut	mäßig	mäßig	mäßig	gut
German Saprobic Index (new version)	2,369	3,209	1,914	1,596	2,277	2,176	2,406	1,786
	Betzelsbach				Ulmbach			
	90/91	95/96	03/04	17	90/91	95/96	03/04	17
Ergebnis	unbefr.	mäßig	gut	gut	gut	gut	gut	gut
German Saprobic Index (new version)	2,925	2,495	1,9	1,843	1,844	1,706	1,679	1,632

Für fast alle Oster-Nebenbäche konnte jedoch eine Verbesserung zu den vorangegangenen Untersuchungen festgestellt werden. Am stärksten fiel diese im Brombach aus, wo sie von 2,4 auf knapp 1,8 fiel. Am geringsten veränderten sich die Werte am Ulmbach, wo die Verhältnisse seit Beginn des E&E-Vorhabens bereits bei „gut“ lagen.

Keiner der Oster-Nebenbäche hat jedoch bisher die Schwelle erreicht, bei der die Saprobie die Dominanz bei den Bewertungsverfahren verliert.

Allgemeine Degradation der Probestellen

Über den Deutschen Fauna-Index zu Gewässertyp 5 ist eine generelle leicht positive Entwicklung festzustellen (vgl. Tabelle 60). Diese führt jedoch meist noch nicht dazu, dass die Bewertungsklasse verbessert wird. Faktoren, die die Höhe des Metric-Wertes bestimmen sind insbesondere die Substratdiversität sowie der Waldanteil im Einzugsgebiet.

Über die Bewertung „genereller Anteil der hyporhithralen Besiedlung“ ist festzustellen, dass sich dieser auf alle Organismengruppen beziehende Parameter über alle Untersuchungszeiträume an allen Messpunkten außer N zwischen „mäßig“ bis „sehr gut“ darstellt. Offensichtlich ist es demgegenüber die Insekten- bzw. Entomofauna (EPT-Anteil), die über die beiden vorangegangenen Bewertungen negativ durchschlägt.

Der Rheoindex spiegelt die biologisch wirksamen Strömungsverhältnisse wider. Ein Wert nahe 1 steht für eine Biozönose aus strömungsliebenden Arten, ein Wert nahe 0 für eine Gemeinschaft aus Stillwasserarten und Ubiquisten. Dieser zeigt über alle Zeiträume an allen Probestellen der Oster eine unveränderte Bewertung von „schlecht“ bis „unbefriedigend“, mit Werten zwischen 0,17 und 0,74. Daraus folgt, dass die Biozönose trotz des allgemeinen Artenzuwachses nicht über die für sie typischen Arten unter den Insekten verfügt. Hierbei muss aber berücksichtigt werden, dass gerade für Gewässerorganismen ein neuer destruktiver Faktor hinzugekommen ist. Es handelt sich um das vermehrte Auftreten des Signalkrebesses in der Oster und ihren Nebenbächen. Diese invasive Art kann als opportunistischer

Allesfresser das biozönotische System von Fließgewässern stark beeinflussen.

Der EPT-Anteil [%] verändert sich über die einzelnen Untersuchungszeiträume nur wenig. Er steigt von schlecht bis ungenügend im Laufe der Fließstrecke höchstens bis auf mäßig, mit insgesamt leichten Verbesserungen innerhalb der Bewertungsklassen. Insbesondere die im Fließverlauf oberste Stelle bei Wiesenhof bleibt jedoch unverändert schlecht. Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera können in naturnahen Gewässern dieses Typs bis zu 70 % der vorkommenden Individuen stellen. Die Werte schwanken hier zwischen 13,09 (Probestelle A, 1995/96) und 46,91 (Probestelle C, 2017).

Ökologischer Zustand der Probestellen

Die Bewertung des Ökologischen Zustands über seine Teilparameter ergibt über einen Zeitraum von 27 Jahren lediglich eine Verbesserung um eine Bewertungsstufe, von „schlecht“ zu „unbefriedigend“ (Tabelle 61).

Aus den Berechnungen zum pH-Wert über die Zeitreihe ergibt sich das Bild, dass an allen untersuchten Probestellen ein Trend zu einer besseren Bewertung existiert. Dies könnte im Zusammenhang mit einer verringerten Säurebelastung über die Atmosphäre stehen.

Unter Berücksichtigung der Zielvorgaben der EU-WRRL ist die abschließende Bewertung der Oster-Probestellen mit „ungenügend“, somit die zweitschlechteste Kategorie, nicht dauerhaft hinnehmbar. Der Vergleich der Probestellen, und in diesem Zusammenhang auch der zur Stelle N (Neumühle) benachbarten Probenahmestellen aus den vergangenen Untersuchungsperioden zeigt ein nahezu gleiches für diese Bereiche.

Tabelle 60: Entwicklung von Allgemeiner Degradation an den Probestellen der Oster und Nebenbäche von 1990 bis 2017

	90/91	95/96	03/04	17
German Fauna Index				
A	schlecht	schlecht	unbefr.	schlecht
C	schlecht	schlecht	schlecht	unbefr.
K/N	schlecht	unbefr.	unbefr.	unbefr.
D	schlecht	schlecht	unbefr.	
Lochbach	unbefr.	unbefr.	gut	mäßig
Brombach	schlecht	mäßig	unbefr.	mäßig
Betzelbach	schlecht	schlecht	mäßig	mäßig
Ulbach	gut	sehr gut	sehr gut	gut
Anteil Hyporhithral				
A	gut	sehr gut	gut	gut
C	mäßig	gut	mäßig	mäßig
K/N	gut	sehr gut	gut	unbefr.
D	gut	sehr gut	mäßig	
Lochbach	sehr gut	sehr gut	mäßig	schlecht
Brombach	gut	gut	gut	schlecht
Betzelbach	sehr gut	sehr gut	mäßig	mäßig
Ulbach	mäßig	gut	gut	schlecht
Rheoindex				
A	schlecht	schlecht	unbefr.	schlecht
C	unbefr.	unbefr.	schlecht	schlecht
K/N	schlecht	schlecht	schlecht	unbefr.
D	schlecht	schlecht	schlecht	
Lochbach	schlecht	schlecht	sehr gut	schlecht
Brombach	schlecht	unbefr.	mäßig	unbefr.
Betzelbach	schlecht	schlecht	unbefr.	unbefr.
Ulbach	unbefr.	mäßig	mäßig	unbefr.
Anteil EPT				
A	schlecht	schlecht	unbefr.	schlecht
C	schlecht	schlecht	mäßig	mäßig
K/N	schlecht	schlecht	mäßig	unbefr.
D	schlecht	schlecht	unbefr.	
Lochbach	schlecht	schlecht	schlecht	unbefr.
Brombach	schlecht	schlecht	schlecht	unbefr.
Betzelbach	schlecht	schlecht	unbefr.	unbefr.
Ulbach	mäßig	mäßig	gut	mäßig

Tabelle 61: Ökologische Zustandsklassen der Probestellen an Oster und Nebenbächen nach AQUEM/PERLODES zwischen 1990 und 2017

	90/91	95/96	03/04	17
A	schlecht	schlecht	unbefr.	unbefr.
K/N	schlecht	unbefr.	unbefr.	unbefr.
D	schlecht	unbefr.	unbefr.	
C	schlecht	schlecht	unbefr.	unbefr.
Lochbach	unbefr.	unbefr.	mäßig	unbefr.
Brombach	unbefr.	mäßig	unbefr.	unbefr.
Betzelbach	schlecht	schlecht	mäßig	unbefr.
Ulbach	mäßig	gut	gut	mäßig

Theoretisch kann postuliert werden, dass an den Nebenbächen keine Maßnahmen durchgeführt wurden und somit die Bewertung unverändert bleiben müsste. Dies trifft jedoch nur in Teilen zu. Während es beim Ulmbach, Lochbach und Brombach zu Schwankungen von Gesamt- und Teilbewertungen über die Zeit kommt, lassen sich Zustandsverbesserungen beim Betzelbach verzeichnen. Dennoch liegt bislang nur der Ulmbach in einem immerhin „mäßigen“ Zustand,

die anderen drei Bäche sind in einem „unbefriedigenden“ Zustand.

Untersuchung des Makrozoobenthos nach DIN 38410

Zunächst fallen die für den Sommer typisch geringeren Taxazahlen auf. Insgesamt wurden an den sieben Probestellen 67 Taxa ermittelt. Die Häufigkeitsklassen wurden in mittlere Häufigkeiten umgerechnet (siehe digitalen Anhang).

Dominierend war *Gammarus fossarum* an Stelle A (Oster, Wiesenhof) und vor allem an der naturnäheren Stelle N (Oster uh. K) sowie am Lochbach (H) und am Ulmbach (U). *Gammarus pulex* war sehr häufig am Brombach. Während fast alle Probestellen eine typische Bachfauna aufweisen, zeigt der Lochbach eher Arten eines typischen Quellbachs, die auch in Quellen und Quellausläufen vorkommen (*Polycelis felina*, *Agapetus fuscipes*, *Elodes* sp., *Simulium costatum*, *Potamophylax cingulatus*, *Plectrocnemia conspersa*). Dieser Besiedlung kommt der Ulmbach noch am nächsten. Da oberhalb der Probestelle aber Teiche liegen, ist er von Feinsedimenten mit entsprechenden Besiedlern dominiert (z. B. *Ephemera danica*, einige Chironomidae). Der Wasserkäfer *Platambus maculatus* ist hier häufiger, kommt sonst aber meist in größeren Fließgewässern vor.

Betzelbach und Brombach sind ähnlich und eher mit ubiquistischen Arten besiedelt, der Betzelbach schneidet mit etwas anspruchsvolleren Arten allerdings etwas besser ab, obwohl beide Nebenbäche auch viele Chironomiden aufwiesen. Auch am Brombach gibt es oberhalb Teiche. Sehr auffällig am doch sehr kleinen Brombach waren mehrere Signalkrebse.

Signalkrebse kamen auch in der Oster vor (A und N), was in vorherigen Untersuchungen nie der Fall war. Ansonsten zeichnen sich die Osterprobestellen eher durch Ubiquisten aus (v. a. Stelle A), wobei Stelle C aus dem Rahmen fällt, da dort Grobmaterial in Form von Steinen vorherrscht, während bei A und N wesentlich mehr Feinmaterial zu finden war. Demzufolge sind dort auch mehr grabende Arten wie *Ephemera danica*, und Chironomiden zu finden. Die Stellen N und C weisen aber auch einen gewissen Anteil anspruchsvollerer Arten wie einige Eintagsfliegen, Wasserkäfer und Köcherfliegen auf.

Die Oster-Stelle A (Wiesenhof) ist hinsichtlich der Besiedlung am schlechtesten mit dem höchsten Ubiquistenanteil und Anteil auch verschmutzungstoleranter Arten. Nur wenige Arten sind anspruchsvoller (Einzelexemplare). Der Störzeiger *Asellus aquaticus* wurde gefunden, allerdings wie am Betzelbach nur als Einzeltier.

Tabelle 62: Ergebnisse der Juni-Beprobung nach der heutigen Auswertungsmethode nach WRRL

Probestelle:	A	N	C	H	R	Q	U
Ökologische Zustandsklasse	unbef.	gut	unbef.	gut	schlecht	mäßig	gut
Modul „Saprobie“	gut	gut	gut	sehr gut	gut	gut	gut
Modul „Allg. Degradation“	unbef.	gut	unbef.	gut	schlecht	mäßig	gut
Modul „Versauerung“	sehr gut	gut	sehr gut	gut	gut	gut	gut

Die Ergebnisse der beiden Untersuchungsmethoden unterscheiden sich zum Teil. Der ökologische Zustand der Osterprobestellen ist ebenfalls unbefriedigend an A und C, allerdings gut an der morphologisch besseren Stelle N. Neben dem im April mäßigen Ulmbach, welcher jetzt zusammen mit dem Lochbach als gut bewertet wird, ist der Betzelbach mäßig und der Brombach schlecht bewertet. Genauso bewertet wurde die allgemeine Degradation, welche die ökologische Zustandsklasse bestimmt. Allerdings unterliegen diese Ergebnisse der besagten Einschränkung, was auch durch einige nicht gesicherte Ergebnisse aufgrund geringerer Individuenzahlen ausgedrückt wird. Insgesamt wird aber der noch unbefriedigende ökologische Zustand der Frühjahrsuntersuchung weitgehend bestätigt.

Tabelle 63: Bewertung der Saprobie nach alter und neuer Berechnung

Saprobie	Juli 1990	Juli 1995	Juli 2003	Juli 2017 alte Version	Juli 2017 neue Version
A	unbefriedigend	unbefriedigend	unbefriedigend	mäßig	gut
K/N	unbefriedigend	unbefriedigend	gut	gut*	gut*
C	unbefriedigend	mäßig	mäßig	gut	gut
Lochbach	mäßig	unbefriedigend*	gut*	gut	sehr gut
Brombach	mäßig	mäßig*	unbefriedigend*	gut	gut
Betzelbach	unbefriedigend	mäßig*	gut*	gut	gut
Ulmbach	gut	gut	gut	gut	gut
Gewässergüteklasse	Juli 1990	Juli 1995	Juli 2003	Juli 2017 alte Version	Juli 2017 neue Version
A	III	III	III	II	II
K/N	III	III	II	II**	II**
C	III	II-III	II-III	II	II
Lochbach	II-III	III*	II*	II	I-II
Brombach	II-III	II-III*	III*	I-II	I-II
Betzelbach	III	II-III*	II*	II	II
Ulmbach	II	II	II	II	I-II

*= mittlerer Saprobienindex der Gesamtuntersuchung aufgrund fehlender Sommerwerte, **= Werte der Probestelle N

Die Saprobie nach neuer Bewertungsmethodik wurde mit Ausnahme des Lochbaches, der im Sommer als sehr gut bewertet wurde, an allen Stellen wie im April als gut bewertet. Die Saprobie nach alter Bewertungsmethodik weist bei allen Probestellen den guten Zustand auf. Die Gewässergüteklasse zeigt am Brombach eine geringe Belastung, an allen anderen

Probestellen eine mäßige Belastung. Nach der neuen Bewertungsmethodik verbessert sich zusätzlich der Lochbach und Ulmbach auf eine geringe Belastung.

6.8.2.3 Kartografische Darstellung der Entwicklung

Die Interpretation des Saprobienindex mit dem Vergleich der längerfristigen Entwicklung zeigt wie bereits diskutiert, eine positive Entwicklung von anfangs mäßig bis hin zu nun guten Ergebnissen dieses Moduls auf. Auch wenn dies noch nicht durchschlagend war, so ist doch von einigermaßen guten Voraussetzungen für die weitere Entwicklung auszugehen, wobei die Werte für viele wertgebenden Arten noch nicht als ausreichend beurteilt werden können.

Die positive Entwicklung bei der Güteklasse ist klar zu erkennen, auch in den Nebenbächen. Das damals ausgegebene Ziel der Güteklasse II ist somit flächendeckend erreicht.

Als summarischer Parameter ist des besseren Überblicks wegen noch der ökologische (Gesamt-) Zustand der Oster und ihrer Nebenbäche gesondert kartografisch dargestellt (Abbildung 78). Allerdings sind die Beprobungen vor 2005 noch nicht standardisiert nach AQEM (WRRL) erfolgt, trotzdem wurden diese Daten hier zur besseren Übersicht dargestellt. Wie man erkennt, verbessert sich der ökologische Zustand nur sehr langsam.

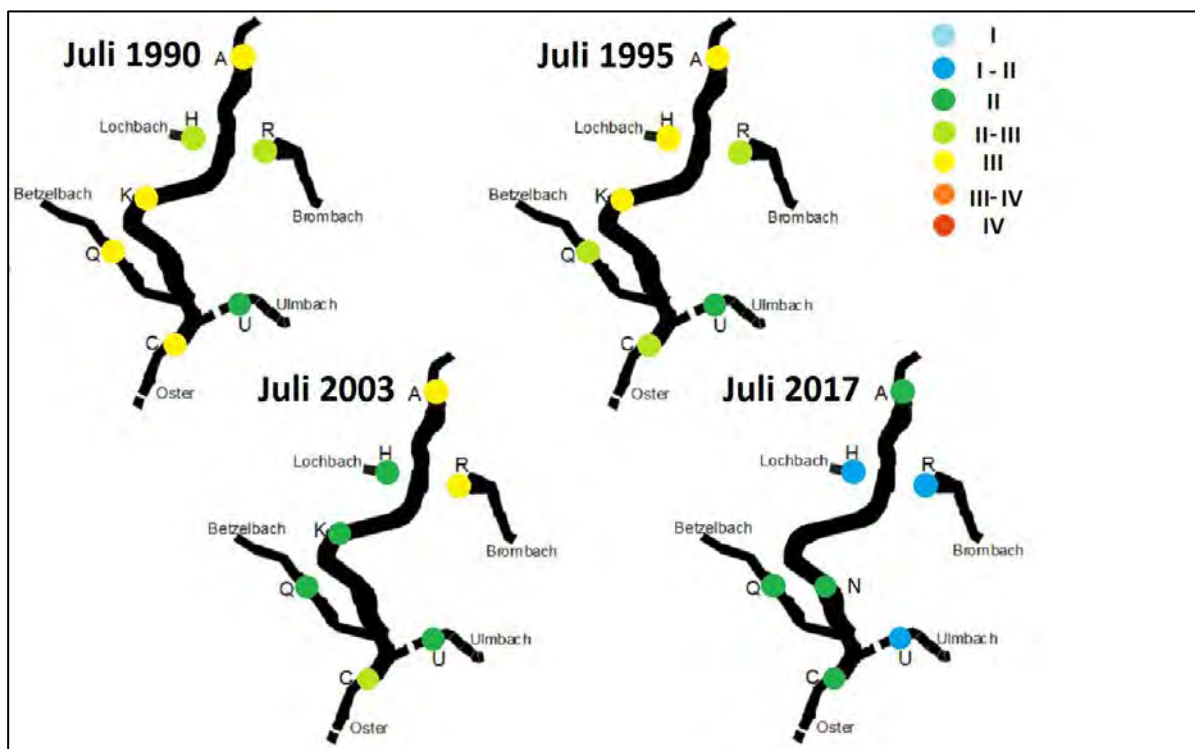


Abbildung 77: Darstellung der Gewässergüte der Oster und Nebenbäche in zeitlicher Entwicklung.

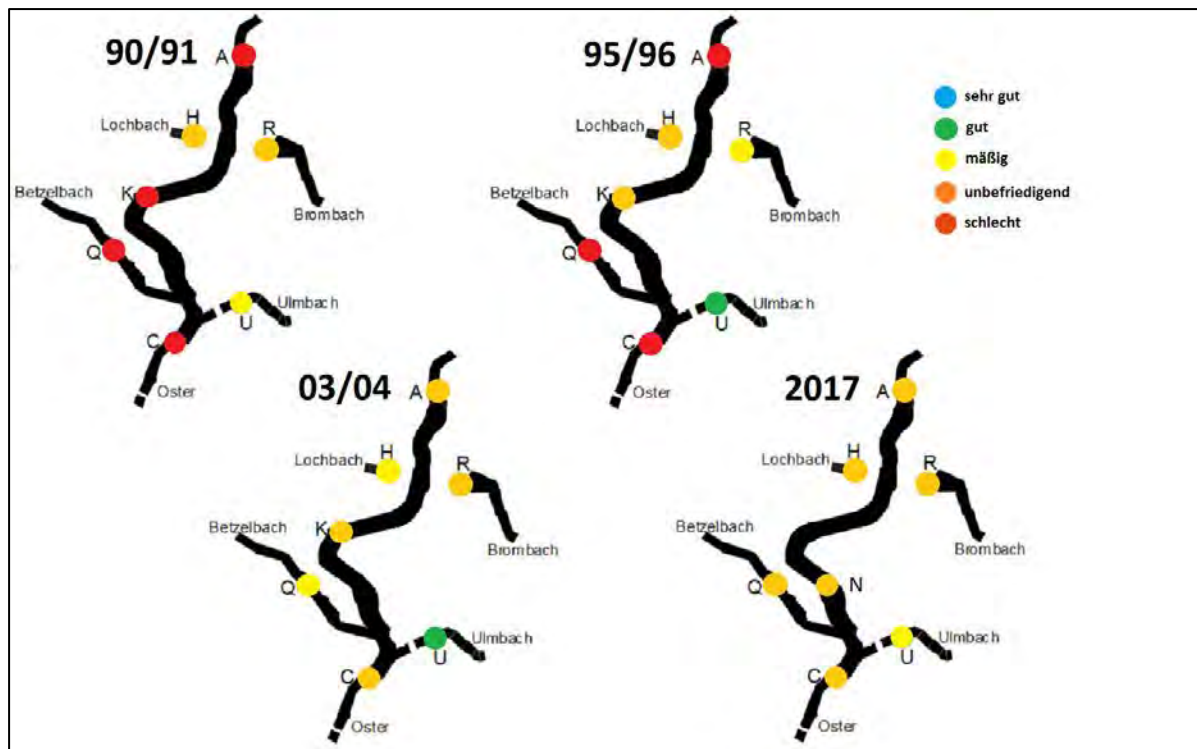


Abbildung 78: Darstellung des Ökologischen Zustands der Oster und Nebenbäche in zeitlicher Entwicklung

6.8.3 Diskussion

Ziel des E&E-Vorhabens „Oster“ war die Verbesserung der saprobiellen Selbstreinigungskraft durch die Wiederherstellung der natürlichen Abflussbedingungen. Allgemeines Ziel ist die Erreichung der saprobiellen Gewässergüteklasse II.

Die Erhöhung der Leitfähigkeitswerte im Verlauf des Osterabschnittes kann nicht durch die eingehenden Nebenbäche hervorgerufen worden sein. Andere Mechanismen wie beispielsweise verbleibende Einleiter in Ortslagen oder auch die Beschattungssituation über die entwickelte Ufervegetation nehmen Einfluss auf die Leitfähigkeit und spielen möglicherweise hier die entscheidende Rolle.

Heute liegt diesbezüglich allerdings eine neue Situation vor, da inzwischen für die Oster abwassertechnische Nachrüstungen vorgenommen wurden. Die Entwicklung des Saprobienindex ist somit für die Oster nicht allein ursächlich auf die Renaturierung zurückzuführen. Betrachtet man jedoch die Entwicklung der Saprobie allein anhand der berechneten Werte, so ergibt sich, dass das Ziel des E&E-Vorhabens erreicht wurde. Dies gilt sowohl für die Oster als auch für die Nebenbäche.

Aus der Zeitentwicklung heraus ist die EU-WRRL als neuer Maßstab für die Oster anzusehen. Mit Hilfe der AQEM-PERLODES Berechnungssoftware wurde somit untersucht, ob die Renaturierung auch für die Parameter der EU-WRRL eine günstige Wirkung hat. Die berechneten Einzelparameter wurden zur „Ökologischen Zustandsklasse“ zusammengefasst. Hierbei zeigte sich, dass zwar eine geringfügige Verbesserung eingetreten ist, diese jedoch nicht ausreicht, um die EU-WRRL-Zielwerte zu erreichen. Aus der Erfahrung heraus ließ sich erkennen, dass die Saprobie als Wert innerhalb der Klassenstufe noch nicht die Qualität erreicht hat, bei der die übrigen Parameter die EU-WRRL-Zielwerte erreichen. Dieses wird sich

zumindest für die Oster nicht grundlegend verbessern, solange negative Einflüsse wie zum Beispiel die der Regenüberläufe nicht abgestellt werden.

Für die aktuelle Untersuchung kann festgehalten werden:

- Eine im Vergleich zu den Voruntersuchungen bessere Saprobie (Güteklasse II).
- Dass die innerhalb der saprobiellen Gewässergüteklassen II erlangten schwachen Werte nicht auf typische Belastungsanzeiger zurückgehen, belegt der Rückgang von Zuckmücken (Chironomidae), Schlammröhrenwürmern (Tubificidae), Egeln u. a. Folgebesiedler mittlerer Saprobiegrade.
- Eine offenbar immer noch zu hohe Saprobie für einen ökologisch guten Zustand (schubweise Belastung über Regenüberläufe, diffuse Einträge).
- Neozoen sind mittlerweile eingewandert (v. a. Signalkrebse als Prädatoren: Auswirkung v. a. auf Arten mit „langsamer“ Fortbewegung).
- Weniger Stillgewässerarten als vorher, da kaum noch Altarme vorhanden sind (Verlandung).
- Erste Ansätze wertgebender Arten, allerdings teils noch mit geringen Häufigkeiten und deshalb nicht durchschlagend bei der Bewertung des ökologischen Zustandes.

Am Ende des Osterprojektes nach der 3. Hauptuntersuchungsphase (2005) war unstrittig, dass eine Verbesserung der Ökosystemqualitäten und der Zunahme der Artenvielfalt im Auebereich und durch die Abwasserreinigungsmaßnahmen erreicht wurde. Es gab eine Zunahme gewässergebundener bzw. auetypischer Arten besonders im unmittelbaren Uferbereich. Als Problem wurde gesehen, dass wertgebende Arten durch Nutzungsaufgabe verschwunden sind und es Beeinträchtigungen von Arten durch die Baumaßnahmen selbst gab.

Als Gründe wurden damals genannt: Strukturarmut, fehlende Dynamik in Gewässer und Aue, Nutzung, Restverschmutzung und hohe Nährstoffgehalte, was sicher auch heute noch nachwirkt.

Nicht diskutiert wurde damals, dass die Gewässer saprobiell nicht nur über die Zuläufe aus den Kläranlagen beeinflusst werden. Sowohl durch das Wachstum von Ortschaften und den wachsenden Anschlussgrad, als auch mit dem veränderten Wettergeschehen steigt die Menge des hydraulisch wirksamen Wassers, das nach stärkeren Regenfällen als Regenwasser mit Abwässern über Regenüberläufe in die Gewässer gelangt. Das dadurch verursachte, kurzzeitig starke Anschwellen der Wasserführung führt zu einer immer wiederkehrenden hydraulischen Belastung der Sohle und vor allem auch der biologischen Besiedlung.

Zudem ist aufgrund der schwierigen ökologischen Situation der Oster mitsamt ihren Nebengewässern in der Vergangenheit auch aus dem Umfeld der Oster mit seinen kleinen epirhithralen Zuflüssen mit keinem großen Potential an Arten zu rechnen, die den hyporhithralen Ansprüchen gerecht werden.

Bezüglich der Eigendynamik und Strukturvielfalt des Gewässers nach dem Umbau gab es trotz eindeutiger Verbesserungen noch keine befriedigende Strukturgüte und kaum eigendynamische Prozesse. Es fehlte v. a. das Totholz als initialaktivierender Faktor. Dies kann auch heute noch gelten, da die Erlen zwar hoch sind, aber noch nicht viel dickeres Totholz bilden konnten. Der Faktor Zeit spielt hier sicher eine Schlüsselrolle: nachdem die Renaturierung ein Initialstadium für die weitere Entwicklung bildete, dürfte die weitere Entwicklung Jahrzehnte in Anspruch nehmen (Totholzdynamik). Hier sind fast fünfzehn Jahre evtl. noch zu wenig, was allerdings auch von den Unterhaltungsmaßnahmen und Nährstoffeinträgen im

Rahmen der umliegenden Landwirtschaft abhängt.

Die damals gestellte Frage, ob der ökologisch gute Zustand, definiert über die Lebensgemeinschaften, innerhalb weniger Jahre erreicht werden kann, muss heute verneint werden. Es sind aber neben neuen Bewertungsmethoden auch neue Einflussfaktoren wie der Klimawandel und die massive Ausbreitung neozoischer Arten vorhanden, welche auf die Zönosen einwirken und deren Effekte im Verhältnis zur älteren Belastung schwer zu beurteilen sind.

Wann also das Ziel des guten ökologischen Zustands erreicht werden kann, bleibt weiter fraglich. Jedenfalls ist dieses Ziel bei der Oster heute noch nicht erreicht trotz der Abwasserbehandlung und 15 Jahren Zeit.

6.9 Gewässerstrukturgüte

BEARBEITUNG: STEFFEN STEENKEN, MARCEL KLEINSCHMIDT – UNIVERSITÄT OSNABRÜCK

6.9.1 Methoden

Die Gewässerstruktur wurde am 27.02.2018 im Rahmen einer Gewässerstrukturgütekartierung nach der Kartieranleitung des LANUV (2012) erfasst. Die Kartierung im Jahr 1997 erfolgte noch nach dem Strategiepapier Gewässergüteklassifizierung (LAWA 1996). Die nachfolgende Kartierung im Jahr 2001 wurde dann nach dem bundeseinheitlichen Verfahren (LAWA 1998) durchgeführt. Diese drei Kartierv Verfahren unterscheiden sich nur geringfügig und sind in ihren Ergebnissen weitgehend übertragbar. Die aktuell verwendete Kartieranleitung bietet den Vorteil, dass jetzt auch das Strömungsbild, Ausleitungen, Sohlbelastungen und organische Sohlsubstrate, die Krautvegetation, besondere Uferbelastungen und der Beschattungsgrad in die Bewertung eingehen. Zur besseren Vergleichbarkeit der Ergebnisse mit denen des E+E-Vorhabens wird hier weiterhin das siebenstufige Klassifizierungsverfahren angewendet. Als morphologische Referenz für die indexbasierte Bewertung diente der Fließgewässertyp „At-fl: Mulden- und Auentalgewässer, feinmaterialreich – Löß-Lehm“. Die Länge der Kartierabschnitte betrug 100 m.

6.9.2 Ergebnisse

In der Gesamtwertung ergibt sich für die Oster im Projektabschnitt außerhalb der Ortslagen vorwiegend die Strukturgüteklasse 4 „deutlich beeinträchtigt“, innerhalb der Ortslagen von Osterbrücken und Marth erreicht die Oster dagegen lediglich Strukturgüteklasse 5 „merklich geschädigt“. In dieser Hinsicht stimmen die aktuellen Ergebnisse mit denen der letzten Kartierung aus dem Jahr 2001 im Wesentlichen überein (Abbildung 79). Die Bewertung der Abschnitte unmittelbar unterhalb von Osterbrücken fallen dabei um eine Klasse positiver aus als 2001, während einige Abschnitte oberhalb von Osterbrücken sowie unterhalb der Einmündung des Betzelbaches um eine Klasse schlechter gewertet werden.

Die **Laufentwicklung** der Oster wird aktuell etwas negativer bewertet als noch im Jahr 2001. Dies geht darauf zurück, dass sich nach nunmehr 17 Jahren nur geringfügige Anzeichen von Krümmungserosion zeigen. Einerseits verläuft die Oster in teilweise auch längeren Abschnitten immer wieder geradlinig bis gestreckt durch ihre Aue. Andererseits treten in den geschwungeneren Abschnitten kaum Prallhang-/Gleithang-Situationen auf. In der Regel sind die Ufer der Mäanderbögen an den Außen- wie Innenseiten gleichermaßen steil. An einigen Stellen treten anstelle von Gleitufern senkrechte Uferkanten auf. Hinzu kommt, dass die Oster durch die dichte Bepflanzung mit Erlen und Weiden deutlich in ihrer Beweglichkeit eingeschränkt wird. Gerade an den Außenseiten der neu angelegten Mäander gleicht die Bepflanzung einem Lebendverbau, der jegliche Laufverlagerung unterbindet.

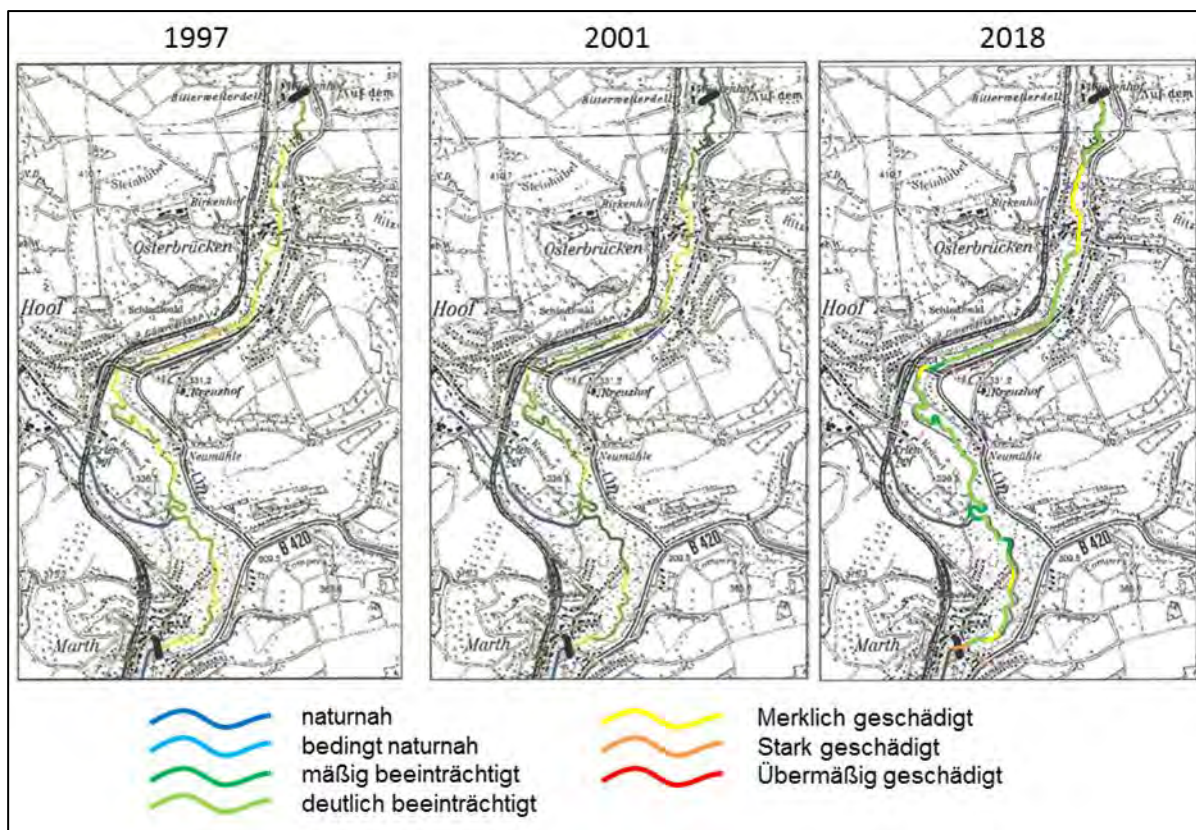


Abbildung 79: Gesamtbewertung der Gewässerstruktur der Oster in den Jahren 1997, 2001 und 2018

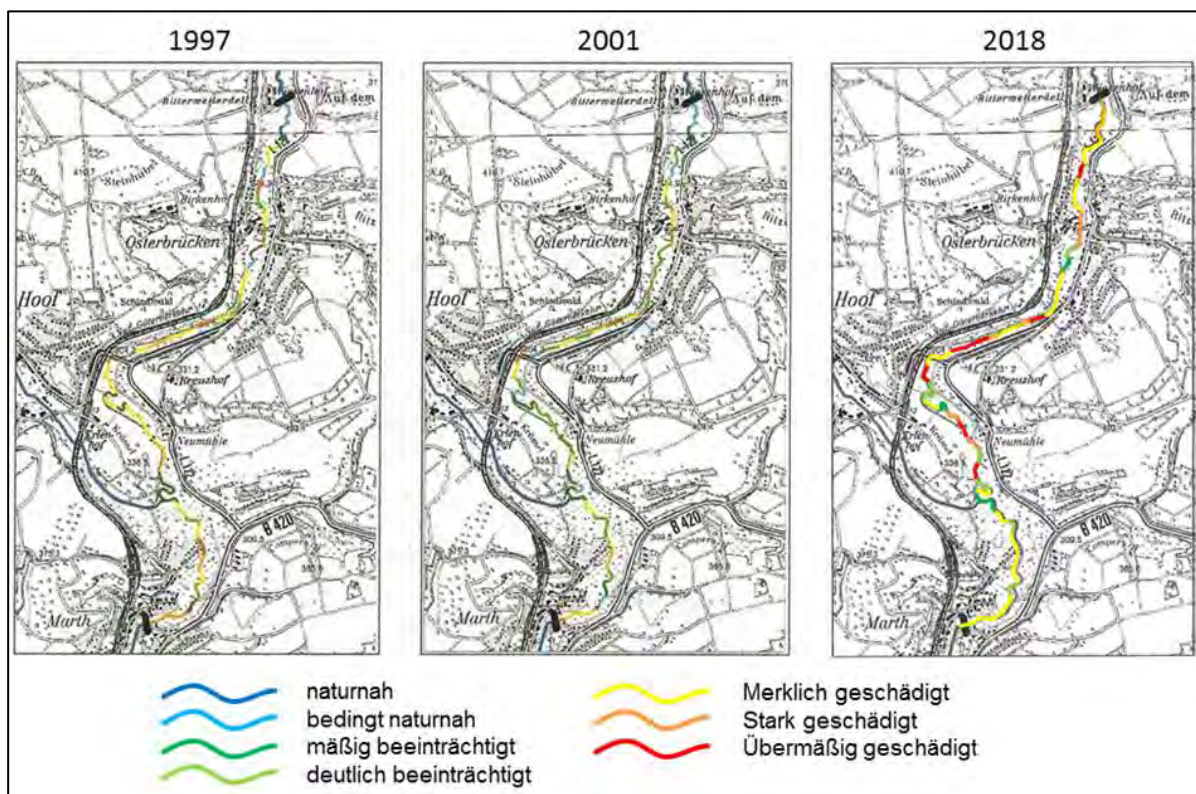


Abbildung 80: Bewertung der Laufentwicklung in den Jahren 1997, 2001 und 2018

Die Bewertung des **Längsprofils** fiel etwas positiver aus als zuvor. Dies geht vornehmlich darauf zurück, dass die Bewertungsreferenz im Fall eines lehmgeprägten, feinmaterialreichen Auentalgewässers das natürliche Fehlen von Längsprofilelementen positiv wertet. Die vorhandenen Längsprofile sind allesamt, soweit erkennbar, im Zuge der Renaturierung geschaffen worden.

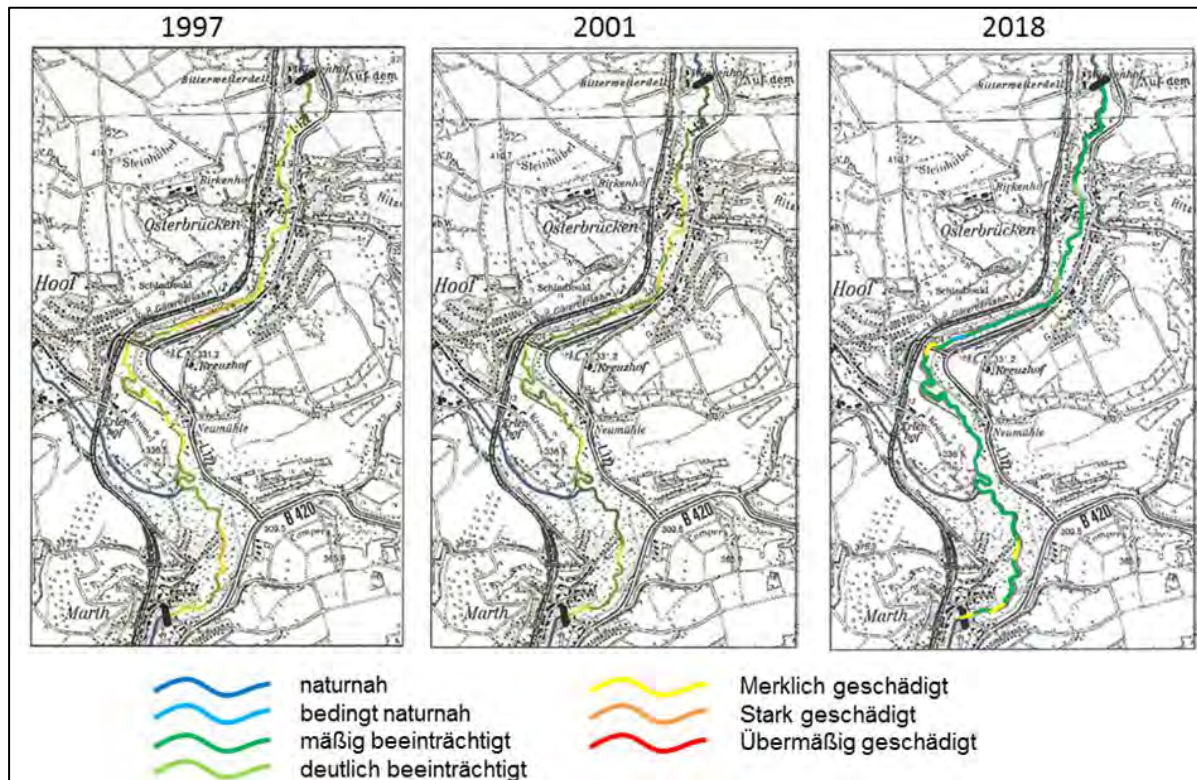


Abbildung 81: Bewertung des Längsprofils in den Jahren 1997, 2001 und 2018

Das **Querprofil** der Oster wird nun deutlich positiver bewertet. Herrschte zuvor noch die Güteklasse 4 „merklich geschädigt“ vor, so wird der Projektabschnitt aktuell überwiegend als „mäßig beeinträchtigt“ bis „bedingt naturnah“ gewertet. Grund hierfür ist wieder die gewählte Bewertungsreferenz, die keine hohen Ansprüche an das Querprofil eines Lehmauengewässers stellt. Tatsächlich scheint sich an der Situation gegenüber 2001 nicht viel geändert zu haben. Breitenerosion und Breitenvarianz fallen über den gesamten Projektabschnitt hinweg fast durchgehend gering aus, was angesichts des festen Auenlehms, in dem die Oster fließt, nicht überrascht. Die Profiltiefe ist weitestgehend als mäßig tief bis tief einzustufen und der Profiltyp vor allem im oberen Projektabschnitt als variationsarmes Erosionsprofil anzusprechen.

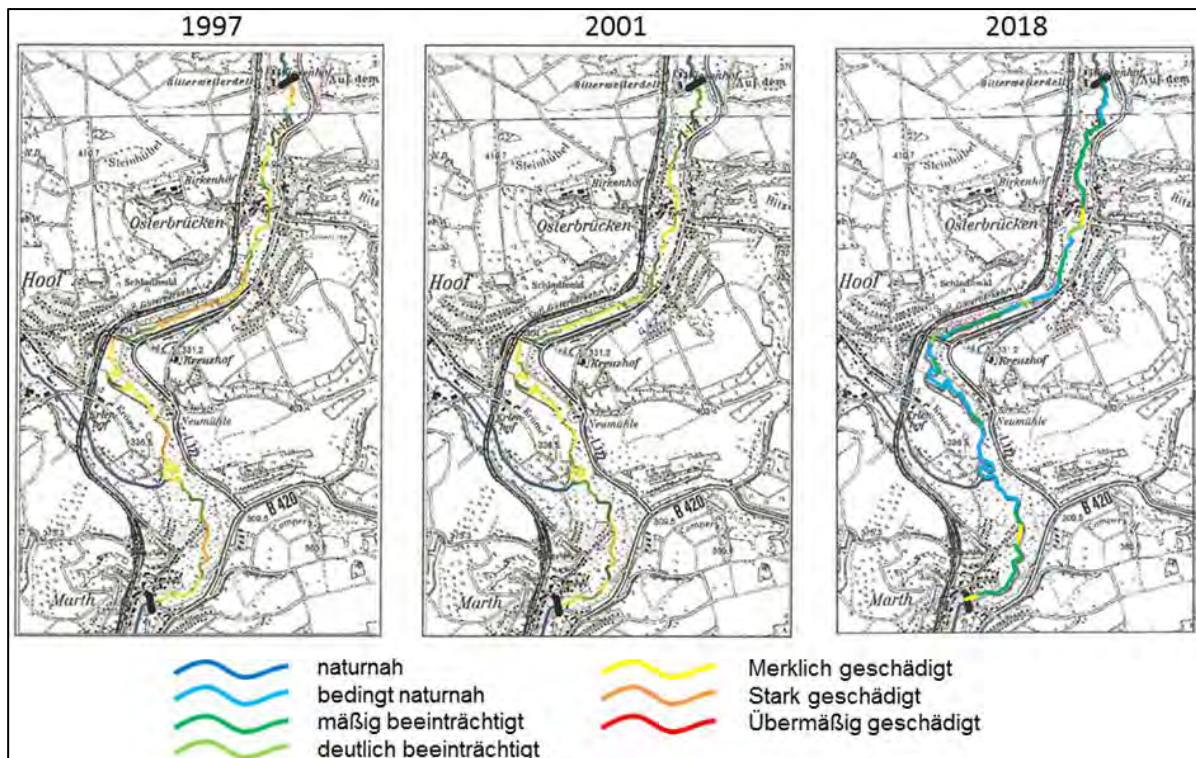


Abbildung 82: Bewertung des Querprofils in den Jahren 1997, 2001 und 2018

Für den Hauptparameter **Sohlstruktur** ergibt sich aktuell eine weitaus negativere Bewertung als 2001. Ein Schadfaktor, der zuvor nicht in den Berichten zur Gewässerstrukturgüte auftauchte und sich nun negativ auf die Bewertung auswirkt, ist die Kolmatierung der Gewässersohle, die für fast die gesamte Fließstrecke festgestellt wurde. Hinzu kommt, dass das eingebrachte Geschiebe zwar die Substratdiversität künstlich etwas erhöht, die Korngrößenverteilung aber nicht den natürlichen Verhältnissen entspricht. Die Größenklassen Steine (10-30mm) und Blöcke (über 30mm) sollten natürlicherweise in der Oster kaum bzw. nicht vorkommen. Bei den Blöcken handelt es sich um Wasserbausteine aus dem gepflasterten Gewässerbett, wie es vor der Renaturierung existierte, die meist entweder zur Befestigung der Sohle oder als Teil von Längsbänken wieder in das Gewässer eingebracht wurden. Unterhalb von Osterbrücken scheint zudem noch ein Teil der alten Pflasterung auf einem ca. 10m langen Abschnitt in der Oster verblieben zu sein.

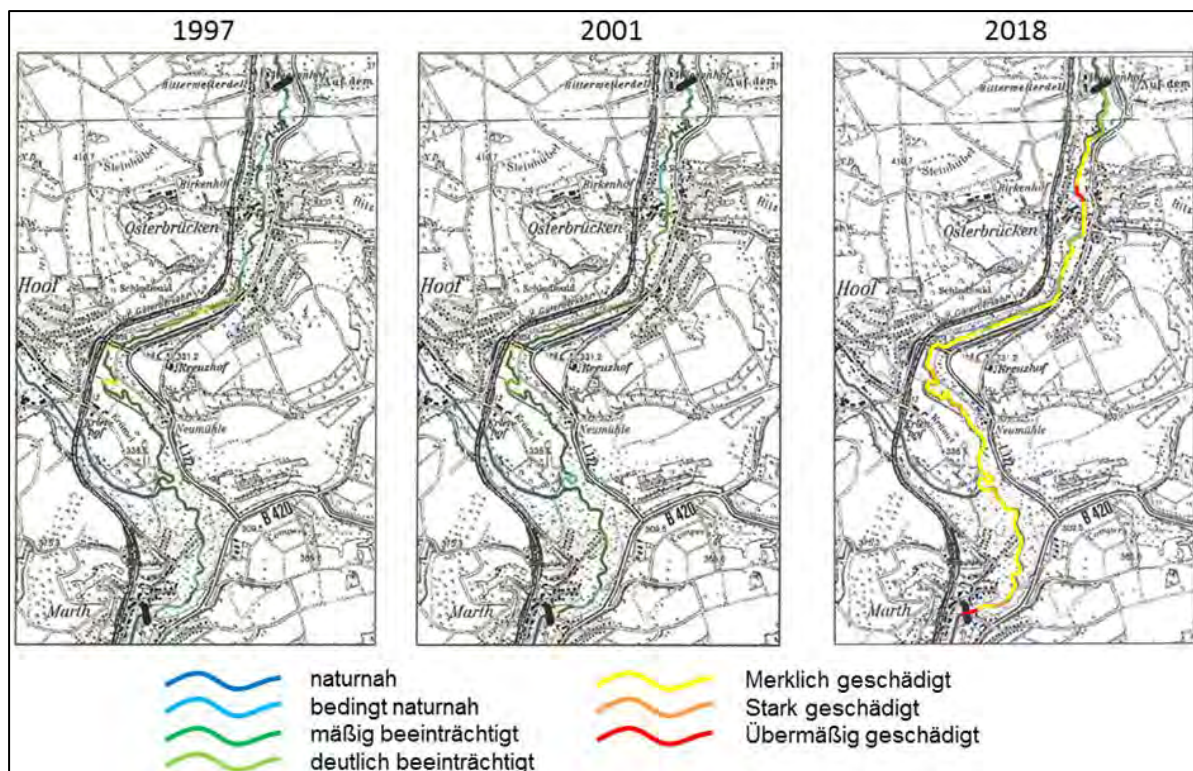


Abbildung 83: Bewertung der Sohlstruktur in den Jahren 1997, 2001 und 2018

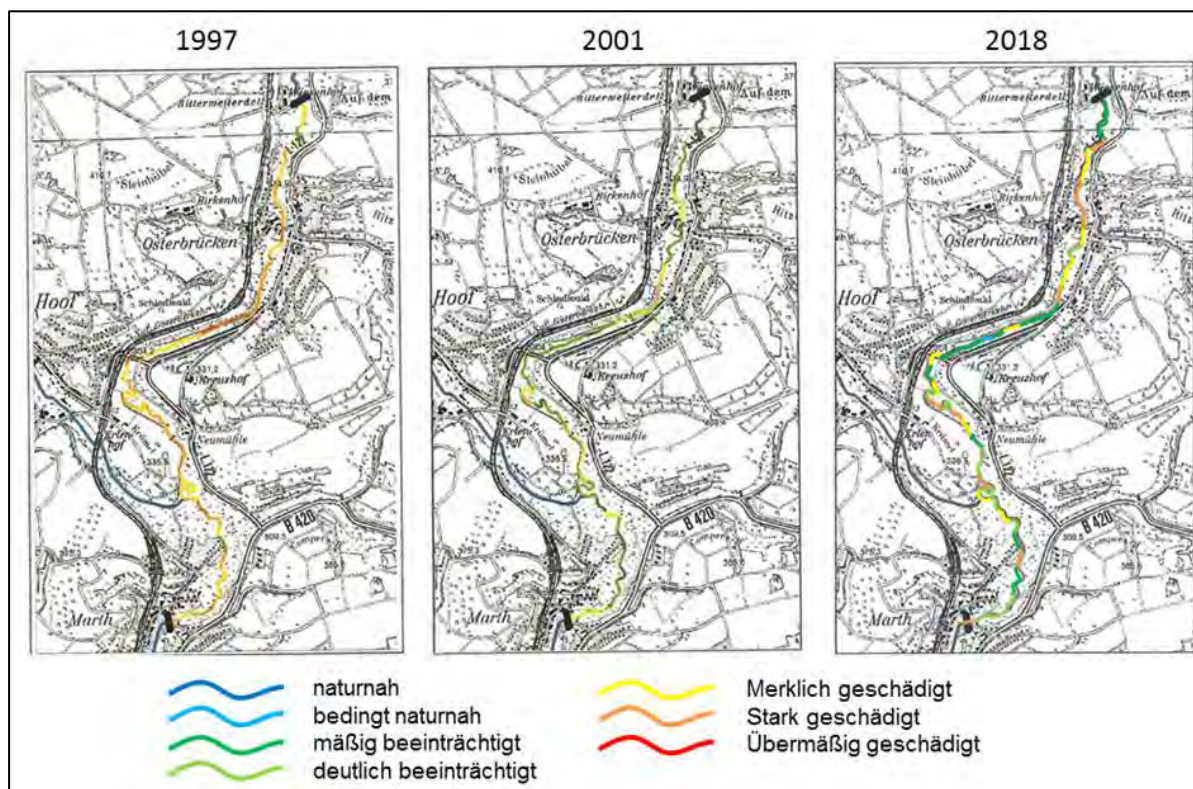


Abbildung 84: Bewertung der Uferstruktur in den Jahren 1997, 2001 und 2018

Die **Uferstruktur** der Oster scheint sich gegenüber 2001 nur wenig verändert zu haben. Die Klassifizierung der Abschnitte schwankt zwischen „mäßig beeinträchtigt“ und „stark geschädigt“. Als besondere Uferstrukturelemente treten vornehmlich Prallbäume auf, dies allerdings nur abschnittsweise und hauptsächlich in der unteren Hälfte des Projektabschnittes. Vor allem zwischen der Einmündung des Betzelbachs und dem Ortseingang von Marth kommen einige Sturzbäume als neues Strukturelement hinzu. Überwiegend bilden die Gehölzpflanzungen an der Oster eine dichte Galerie, die den Lauf in der Vegetationsperiode stark beschattet und die Laufentwicklung einschränkt. Abschnittsweise mussten die Pflanzungen dabei als Lebendverbau gewertet werden. Insbesondere im Bereich oberhalb von Osterbrücken fehlten dagegen Ufergehölze und es ließen sich immer wieder Uferbefestigungen feststellen.

Das **Gewässerumfeld** hat sich ebenfalls nur gering verändert. Ein hinreichend breiter Gewässerrandstreifen ist i.d.R. nur dort zu finden, wo die angrenzenden Flächen nicht genutzt werden. Außerhalb der Ortslagen herrscht, mit Ausnahme des Auwaldinitials unterhalb von Osterbrücken, extensive Landwirtschaft im Gewässerumfeld vor. Dort ist der Randstreifen weitgehend auf einen schmalen Saum reduziert. Generell fällt hier die Bewertung der rechten Gewässerseite etwas besser aus, da die oft sehr schmalen Parzellen auf dieser Seite scheinbar weniger intensiv genutzt werden, sodass der Randstreifen dort meist etwas breiter ausfällt. Innerhalb der Ortslagen fehlt streckenweise auch der Saumstreifen. Besonders positiv wird dagegen der Abschnitt unterhalb Osterbrückens gewertet, wo der Hangwald in das Auwaldinitial übergeht und keinerlei Nutzung stattfindet.

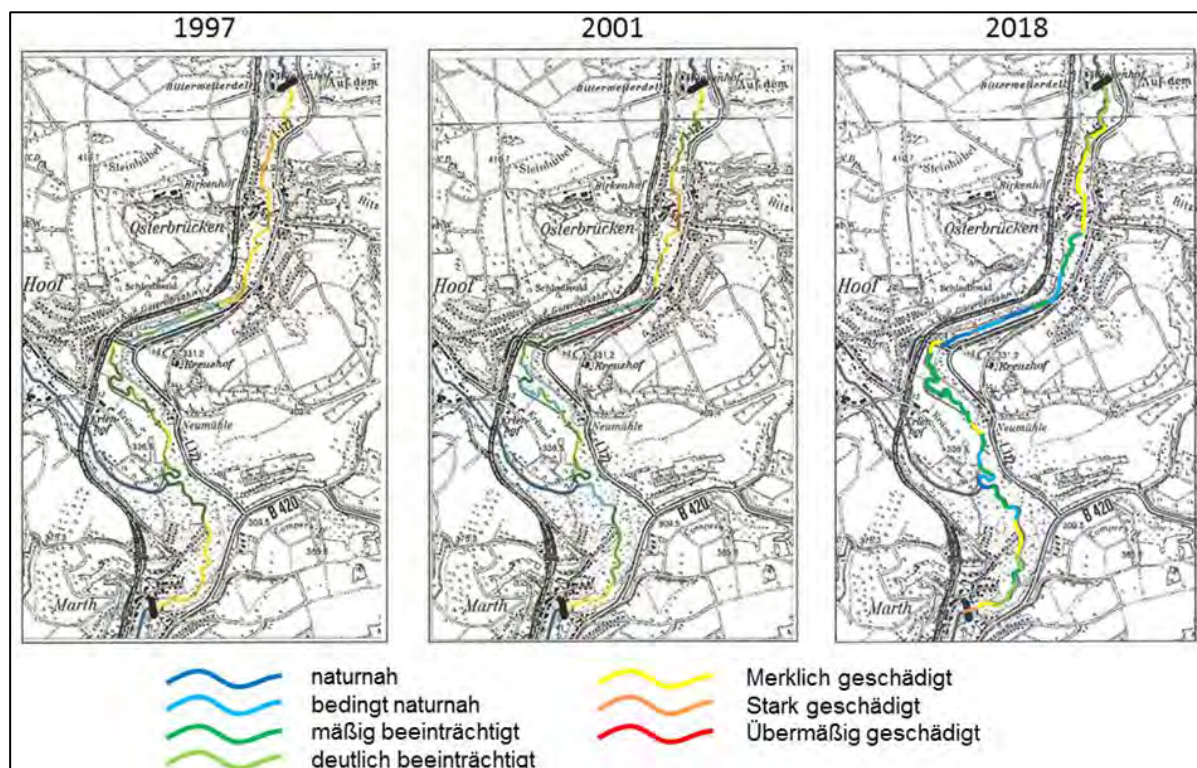


Abbildung 85: Bewertung des Gewässerumfeldes in den Jahren 1997, 2001 und 2018

6.9.3 Diskussion

Während sich die Strukturgüte der Oster durch die Neugestaltung deutlich verbesserte und auch im Zeitraum von 1997 bis 2001 noch geringfügige Verbesserungen zu erkennen waren,

zeigen die aktuellen Ergebnisse in der Gesamtwertung keine weitere Verbesserung des Zustandes gegenüber 2001 an. Zwar unterscheiden sich die aktuellen Bewertungen der Hauptparameter teils deutlich von den beiden vorangegangenen Kartierungen, doch sind diese Abweichungen im Wesentlichen auf unterschiedliche Sichtweisen der Bearbeiter und Unterschiede zwischen den verwendeten Kartieranleitungen zurückzuführen. Die hier gewählte Bewertungsreferenz „Auentalgewässer, feinmaterialreich – Löß-Lehm“ stellt augenscheinlich andere Anforderungen an die Profilentwicklung und die Sohlstruktur als es die vorigen Bearbeiter taten. Hinzu kommt, dass die Frage, ob die gepflanzten Ufergehölze und das in die Oster eingebrachte Grobgeschiebe als Verbau und somit als Schadstruktur zu werten sind, weiten Raum für Interpretationen lässt.

Insgesamt scheint sich an dem Zustand, der durch die Renaturierungsmaßnahmen hergestellt wurde, nur wenig geändert zu haben. Bereits im Bericht zu den Kartierungen der Jahre 1997 und 2001 wird darauf hingewiesen, dass die Verbesserungen der Strukturgüte, die in dieser Zeit erreicht wurden, zu einem großen Teil auf das Heranwachsen der gepflanzten Ufergehölze zurückgeht. Die Morphologie des Gewässerbetts selbst blieb dagegen, abgesehen von stellenweise leichter Breitenerosion an den Ufern, weitgehend unverändert. Die Oster zeigt somit nur geringe Anzeichen eigendynamischer Entwicklung.

Eine mögliche Ursache stellt der bindige Untergrund dar, durch den die Oster im Projektabschnitt fließt. Der dort vorherrschende Auenlehm macht die Ufer der Oster deutlich weniger anfällig gegenüber Erosionsprozessen als dies bei einem sandgeprägten Gewässer der Fall wäre. Weitere Ursachen sind in der Gestaltung des Gewässerprofils und der Gewässersohle im Zuge der Renaturierung zu suchen.

Besonders im Vergleich mit dem entsprechenden Bildmaterial fällt auf, dass das neu gestaltete Bett der Oster deutlich tiefer und breiter ausfällt als vor der Begradigung (Abbildung 86). Zwar lässt es sich an dieser Stelle nicht abschließend feststellen, doch liegt die Vermutung nahe, dass die eigendynamischen Kräfte eines Gewässers wie der Oster in einem derart großzügig gestalteten Gewässerbett ins Leere laufen und ihre Wirkung nicht entfalten können. Zusätzlich treten Überflutungen infolge des vergrößerten Abflussquerschnittes seit der Renaturierung nur noch in Ausnahmefällen auf (VOLZ, mdl.), wodurch die hydrologische Kopplung von Gewässer und Aue beeinträchtigt wird.

Der dynamischen Entwicklung der Sohle wirkt zudem das in das Gerinne eingebrachte Grobgeschiebe entgegen. Dabei handelt es sich größtenteils um Schotter und Steine – Korngrößen, die in diesem Mengenanteil nicht dem natürlichen Zustand entsprechen. Das natürliche Geschiebe wurde auf Basis des Referenzabschnittes, der während der Renaturierung herangezogen wurde, als Gemisch aus Sand und Kies beschrieben. Auch der in den Projektabschnitt mündende Betzelbach zeichnet sich durch eine von Sand und Kies geprägte Sohle aus. Streng genommen müsste das eingebrachte Grobgeschiebe daher eigentlich als Sohlbefestigung gewertet werden.

Als letzter laufbefestigender Faktor kommen die gepflanzten Ufergehölze hinzu. Auf fast der gesamten Projektstrecke ist die Beweglichkeit der Oster stark eingeschränkt. Gerade die Außenufer der Mäander sind besonders dicht bepflanzt worden.

Es ist daher festzuhalten, dass die Oster als Lehmauengewässer zwar ohnehin in ihrer eigendynamischen Entwicklung eingeschränkt ist, durch die großzügige Dimensionierung des Gewässerprofils, die Befestigung der Sohle mit Grobgeschiebe und die zu dichte Bepflanzung der Ufer jedoch zusätzlich morphodynamische Prozesse unterbunden werden. Nach aktueller Einschätzung ist durch die Umgestaltung der Oster ein neuer Status Quo definiert und festgeschrieben worden, der sich auf absehbare Zeit kaum verändern wird.

Für die zukünftige Entwicklung wäre es wünschenswert, wenn die Ufergalerie aufgelichtet und ein hinreichend breiter Gewässerrandstreifen über die gesamte Projektstrecke eingerichtet würde.

Abbildung 86: Die Oster vor Begradigung (oben), danach (mitte) und nach Neugestaltung (unten).



Fotos Stadt/Kreis St. Wendel

6.10 Fische

BEARBEITER: MARKUS KÜHLMANN

6.10.1 Beschreibung der Probestrecken

Im Untersuchungsgebiet zwischen Hauptersweiler und Marth hat die renaturierte Oster eine Länge von rund 4.700 m. Auf diesem Gewässerabschnitt wurden fünf Befischungsstrecken mit einer Länge von insgesamt 1.200 m ausgewählt und am 12.08.2017 befischt. Dies entspricht einer befischten Wasserfläche von knapp 25 % des Untersuchungsgebietes. Die befischten Strecken befanden sich dabei sowohl innerhalb von Ortslagen als auch außerhalb der Ortschaften, in naturnahen und mäandrierenden Gewässerabschnitten (Tabelle 64).

Tabelle 64: Probestrecken Fischbestandsuntersuchung

Probestrecke	Lage Probestrecke	Länge Probestrecke	Krebsreue
P1	ab Brücke Osterbachstr. in Marth	200 m	X
P2	Ab Ortsende Marth parallel Wiesental	400 m	keine Reuse
P3	uh. Osterbrücken, etwa auf Höhe der Ortschaft Hoof	200 m	X
P4	innerhalb Ortslage Osterbrücken	200 m	X
P5	zw. Osterbrücken und Hauptersweiler, bis Brücke Oberkirchener Str.	200 m	X

6.10.2 Methoden

Die Untersuchung der Fischfauna erfolgte am 12. August 2017 mittels Elektrofischfang auf Basis der LAWA Vorgaben (RaKon III Untersuchungsverfahren für biologische Qualitätskomponenten) sowie der Vorgaben nach fiBS (fischbasiertes Bewertungssystem nach DÜBLING et al. 2009).

Hierzu wurden die ausgewählten Probestrecken entgegen ihrer Fließrichtung watend mit einem Elektrofischfänger Typ EFGI 650 befischt. Die gefangenen Fische wurden nach dem Fang artbestimmt, vermessen und protokolliert und danach direkt wieder in das Gewässer zurückgesetzt. Zudem wurden hydromorphologische Merkmale der Probestrecken wie z.B. fischrelevante Strukturelemente, Sohlsubstrate, Strömungsmosaik usw. protokolliert.

Die Bewertung der in den einzelnen Probestrecken erfassten Fischfauna erfolgte anschließend nach dem fiBS-Verfahren. Zur Bewertung der Fischlebensgemeinschaft mittels fiBS wurden der Oster vom LUA Saarland die fischfaunistische Referenz für den Gewässertyp 5.1, Ausprägung C (EZG > 50 bis < 100 km²) zugewiesen. Diese Daten dienen als Grundlage der fiBS-Bewertung.

Ergänzend zur Elektrofischfang wurden zudem mit Fisch beköderte Reusen (Pirat-Krebse) zur Detektion von Flusskrebsen in den Probestrecken ausgelegt. Die Reusen verblieben über Nacht im Gewässer und wurden am Morgen des Folgetages wieder gehoben. Die gefangenen Krebse wurden ebenfalls in den Fangprotokollen gelistet und danach freigelassen. Die Flusskrebse sind nicht Bestandteil der fiBS-Bewertung.

Die Probestrecken, Befischung und Fänge wurden zudem fotografisch dokumentiert.

6.10.3 Befischungsergebnisse

In Tabelle 65 sind die Ergebnisse einer Gesamtbewertung aller fünf untersuchten Gewässerabschnitte dargestellt. Hier wurde mit dem fiBS eine gepoolte Auswertung erzeugt.

Tabelle 65: Befischungsergebnisse und fiBS-Bewertung der fünf Probestrecken der Oster 2017

	Summe					Juvenile					fiBS-Score					Bewertung				
Probestrecke	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Bachforelle	7	7	2	4		1	1				1,95 2,02 2,07 1,92 1,9	unbefriedigend mäßig mäßig unbefriedigend unbefriedigend								
Döbel	8	7				2														
Elritze	112	142	14	19	34	15	103	7	8	28										
Flussbarsch	1																			
Groppe	17	44	4	4	11	6	25		1	5										
Gründling	3	9	2	1	3		1	1												
Schmerle	48	174	25	64	66	11	97	9	30	7										
Signalkrebs	1		14	20	23	1		6	10	10										

Details zu den Befischungsergebnissen, wie etwa die Längensklassen der gefangenen Fische sowie die fiBS-Bewertungen finden sich im digitalen Anhang.

6.10.4 Fachgutachterliche Bewertung der Fischfauna

In der Oster zwischen Hauptersweiler und Marth wurden mittels Elektrofischung sieben Fischarten sowie der nicht heimische Signalkrebs nachgewiesen. Bis auf den Flussbarsch gehören alle detektierten Fischarten zur typspezifischen Fischartengesellschaft der unteren Forellenregion bzw. der fischfaunistischen Referenz Typ 5.1 C. Sowohl Artenvielfalt als auch Individuendichte nehmen talabwärts zu (Tabelle 65).

Von den Leitarten dieser fischfaunistischen Referenzzoonose ist lediglich die Schmerle bzw. Bachschmerle mit einer entsprechend hohen prozentualen Abundanz von rund. 45 % und mit einem großen Anteil juveniler Individuen Bestandteil der typspezifischen Fischartengesellschaft. Auch in der fiBS-Referenz ist sie mit 35 % die häufigste Leitfischart dieses Gewässertyps.

Der Gründling, die zweithäufigste Fischart der Referenz (22,4 %) ist nur mit einer sehr geringen Abundanz von 2,16 % und einem Jungfischanteil von rund. 11 % vertreten. Von der dritten Leitart (Referenz-Abundanz 18 %), dem Bachneunauge, wurde kein Exemplar nachgewiesen.

Die zweithäufigste Fischart im untersuchten Osterabschnitt ist die Elritze. Ihr Anteil am Gesamtfang beträgt knapp 39 %, mit einem hohen Anteil juveniler Exemplare von rund. 50 %. In der Referenz hat sie hingegen nur eine Abundanz von 4 %. Ebenfalls ist die Koppe mit knapp 10 % Abundanz und einem hohen Jungfischanteil von rd. 46 % häufig in der Oster vertreten. Ihr Referenz-Anteil beträgt ebenfalls 4 %. Des Weiteren wurden in den Probestrecken 1 und 2 die Begleitart Döbel mit einer Abundanz von 1,8 % (davon Anteil juveniler Individuen 13,33 %) gefangen. Die Referenz weist die Art mit 4 % Abundanz aus.

Bei allen detektierten Fischarten konnte deren Reproduktionsfähigkeit im Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden. Einflüsse auf die Fischfauna durch Fischbesatzmaßnahmen waren nicht zu erkennen.

Die Bewertung der WRRL-Qualitätskomponente Fische liegt in den fünf Befischungsstrecken zwischen mäßig bis unbefriedigend. Bei der Zusammenfassung der Befischungsergebnisse und ihrer gepoolten fiBS-Auswertung ergibt sich ebenfalls eine nur mäßig gute Zustandsbewertung der Fischfauna (Tabelle 65).

Um Defizite der Fischfauna genauer benennen zu können, wurden exemplarisch drei weitere fiBS-Berechnungen durchgeführt, bei denen Bachneunaugen und weiterhin Gründlinge sowie Bachforellen mit höheren Abundanzen als sogenannte Dummies in allen Probestrecken fiktiv nachgewiesen und bewertet wurden.

Bei diesen Berechnungen wurde zum einen eine realistische Anzahl an Bachneunaugen inkl. ihrer Querder in jeder Probestrecke als gefangen eingetragen und mit fiBS bewertet. Die beiden anderen fiBS-Bewertungen erfolgten ohne Bachneunaugen, aber mit der jeweils doppelten Anzahl an adulten und juvenilen Bachforellen oder Gründlingen als tatsächlich in der Oster nachgewiesen wurde. Die drei fiBS-Auswertungen finden sich im Anhang.

Bei der Bewertung mit einer größeren Bachforellen-Population erhöhte sich die fiBS-Bewertung nur marginal um 0,05 Score-Punkte, so dass die ökologische Zustandsbewertung der Fischfauna wiederum nur als mäßig ausgewiesen wurde. Auch wenn diese Art namengebend für die untere Forellenregion ist, so liegt ihr Abundanz-Anteil in der fischfaunistischen Referenz lediglich bei 4 %. Somit gilt die Bachforelle hier nur als Begleit- und nicht als Leitart.

Anders ist das bei Gründlingen und Bachneunaugen. Mit hohen Abundanzen von 22,4 bzw. 18 % sind sie die wichtigsten Leitarten dieses Fischgewässertyps bzw. dessen Referenz. Die fiBS-Bewertung mit einer verdoppelten Gründlings-Population ergab bei einem Score von 2,60 einen guten ökologischen Zustand der Fischfauna.

Bei einem unterstellten Bachneunaugen-Vorkommen errechnete sich ebenfalls ein guter ökologischen Zustand mit einer noch höheren Score-Wertung von 2,93.

Das zeigt, dass vor allem das Fehlen der Leitart Bachneunauge sowie die geringe Bestandsdichte des Gründlings maßgeblich für die ungünstige Bewertung verantwortlich sind.

Nach fachgutachterlicher Einschätzung ist die Qualität des betrachteten Lebensraums, insbesondere des Gewässergrundes und seiner Sedimente nicht als Ursache für das Fehlen der Bachneunaugen in der Oster zu benennen. Sollten im Einzugsgebiet der Oster Bachneunaugen vorkommen, dann ist davon auszugehen, dass die Art auch das Untersuchungsgebiet zwischen Marth und Hauptersweiler besiedelt. Bei mehreren dem Bearbeiter bekannten Fischbestandsuntersuchungen aus den Jahren 1990 bis 2004 wurde aber lediglich im April 2003 ein Bachneunauge in der Oster bei Marth nachgewiesen.

Bei den oben genannten Befischungen wurden Gründlinge ebenfalls nur im Jahr 2004 in der Oster bei Marth mit 92 Individuen nachgewiesen. Davor erbrachten die Befischungen an dieser Stelle keine oder lediglich Einzelnachweise. In den weiteren Untersuchungsstrecken blieb der Nachweis aus. Warum diese Schwarmfischart, die an sich nur geringe Ansprüche an ihren Lebensraum stellt, hier nur in geringen Bestandsdichten vorkommt, kann nur vermutet werden. Möglicherweise meidet sie die flachen und schnellfließenden Bachabschnitte im Untersuchungsgebiet und bevorzugt strömungsberuhigte, tiefere Zonen zum Beispiel im Unterlauf der Oster.

Die geringe Bestandsdichte der Bachforelle mit einem sehr kleinen Anteil juveniler Exemplare (insgesamt zwei 0+ Individuen) weist auf ein Reproduktionsdefizit der Art in der untersuchten Oster hin. Hierfür können die, zum Teil erhebliche Kolmatierung der Gewässersohle sowie Wanderhindernisse im Wasserkörper verantwortlich sein.

Zudem scheint die große Signalkrebs-Population einen maßgeblichen Einfluss auf den

Fischbestand insgesamt auszuüben. In der festgestellten Dichte sind die Flusskrebse ernstzunehmende Nahrungskonkurrenten der Fischfauna und üben darüber hinaus direkt auch noch einen erheblichen Prädationsdruck, vor allem auf Fischlaich und Jungfische aus.

Bei den meisten Signalkrebsen wurde ein auffallend hoher Befall mit Krebssegel (*Branchiobdellida*) festgestellt. Bei diesen Parasiten handelt es sich um kleine, den Egel n ähnliche Saugwürmer. Die Tiere ernähren sich von Aufwuchs (organisches Feinmaterial) auf den Panzern ihrer Wirte. Hier kann von einer Symbiose ausgegangen werden. Die Krebse bieten den Egel n Schutz und die Verfügbarkeit von Nahrung. Im Gegenzug reinigen die Egel die Panzer der Flusskrebse.

Es gilt als normal, dass adulte Flusskrebse mit wenigen Krebssegeln befallen sind. Die Signalkrebse der Oster waren hingegen jeweils von dutzenden Egel n befallen. Österreichische Untersuchungen belegen, dass die Anzahl der Krebssegel auf einem einzelnen Wirt signifikant positiv mit der Bestandsdichte der Flusskrebse in Zusammenhang steht. Die Krebssegel besitzen deshalb in gleich mehrfacher Hinsicht eine Funktion als Bioindikatoren.

Ihr Vorkommen erlaubt einerseits Rückschlüsse auf die Wasserqualität (biologische Gewässergüte), weil sie nur in nahezu unbelasteten sowie gering bis mäßig organisch belasteten Fließgewässern vorkommen. Andererseits können aufgrund ihrer Häufigkeit bereits erste Aussagen über die Bestandssituation der Flusskrebspopulation gemacht werden.

Das massive Auftreten der Krebssegel belegt also neben den Reusenfängen, dass in der Oster eine sehr große Signalkrebspopulation beheimatet ist. Ihr negativer Einfluss auf die Fisch- und Invertebratenfauna ist dabei nicht zu unterschätzen.

6.11 Zusammenfassende Auswertung – E+E-Vorhaben „Oster“

BEARBEITUNG: STEFFEN STEENKEN, MARCEL KLEINSCHMIDT, DOMINIQUE REMY - UNIVERSITÄT OSNABRÜCK

Um den Gesamterfolg des E+E-Vorhabens einschätzen zu können, wird im Nachfolgenden zunächst noch einmal die Gesamtentwicklung der untersuchten Organismengruppen kurz skizziert. Im Anschluss erfolgt die Zielkontrolle, in der geprüft wird, inwiefern die beobachteten Entwicklungen den Zielstellungen entsprechen und somit die Ziele erreicht wurden. Auf gleiche Weise werden dann auch die Maßnahmen auf ihren Erfolg hin betrachtet. Darauf folgen eine Zusammenstellung verschiedener Problemfelder, die sich ggf. negativ auf den Vorhabenserfolg ausgewirkt haben, und eine Auflistung von Empfehlungen für die weitere Entwicklung des Projektgebietes. Zuletzt wird der Gesamterfolg des Vorhabens im Fazit abschließend bewertet.

6.11.1 Entwicklungstrends im Überblick

Die Entwicklung von Flora und Fauna im Projektgebiet lässt sich aus heutiger Sicht wie folgt zusammenfassen:

Die hinsichtlich der Vegetation augenfälligste Veränderung stellt die Entwicklung der gepflanzten Ufergehölze im vormals gehölzarmen Ostertal dar. Heute präsentiert sich das Untersuchungsgebiet rein äußerlich betrachtet größtenteils als ein dichter Erlengaleriestreifen, der beidseitig von mäßig feuchten bis nassen Brachen und Wiesen begleitet wird. Die Oster selbst verschwindet in den Sommermonaten völlig hinter ihrer Erlengalerie. Durch die starke Beschattung des Bachlaufs fehlt eine typische Fließgewässervegetation. Pionierfluren waren nur vorübergehend in den ersten Jahren unmittelbar nach der Renaturierung im Untersuchungsgebiet anzutreffen. Das umliegende Wirtschaftsgrünland scheint etwas feuchter geworden zu sein und wertvolle Bereiche konnten durch extensive Nutzung erhalten werden. Es kam aber auch durch Nutzungsaufgabe und Verbrachen zum Verlust vieler Nasswiesenbereiche. Diese Brachen werden heute, wie auch der Saum der Erlengalerie, in weiten Teilen von Nitrophyten (insb. Brennnesseln) dominiert. Auch Neophyten wie Riesen-Bärenklau und Drüsiges Springkraut haben sich dort stark ausgebreitet.

Die Zunahme der Gehölzstrukturen führte bei der Avizönose des Untersuchungsgebietes zur Erhöhung des Anteils gehölzgebundener Arten, allem voran der Gartengrasmücke, der häufigsten Brutvogelart im Gebiet. Insgesamt stieg die Artanzahl von 55 auf 62, wobei sie gegenüber 2003 nicht mehr angestiegen ist. Im Vergleich zu den vorangegangenen Untersuchungen sind nun nicht mehr die Siedlungsbereiche, sondern die gehölzreichen Offenlandbereiche der Lebensraumtyp mit den meisten wertgebenden Vogelarten. Unter den wertgebenden fließgewässergebundenen Arten ist der Eisvogel hervorzuheben, der die Oster seit 1996 besiedelt und aktuell mit zwei Revieren vertreten ist. Die Situation der offenen Wiesenbereiche ist dagegen nach wie vor defizitär. Charakterarten der Feuchtwiesen fehlen völlig. Neben überregionalen Entwicklungen sind höchstwahrscheinlich auch zu frühe Mahdtermine als Ursache zu sehen.

Amphibien, Laufkäfer und Libellen zeigten in den Folgejahren nach der Renaturierung zunächst deutlich positive Entwicklungen, die mittlerweile jedoch wieder rückläufig zu sein scheinen. Insbesondere die Libellenfauna des Untersuchungsgebietes ist nahezu auf den Zustand vor Renaturierung zurückgefallen. Mögliche Ursachen sind die starke Beschattung der Oster, fortbestehende chemische und saprobielle Belastungen des Gewässers und die Ausbreitung des Signalkrebsses. Bei den Laufkäfern kam es zu einem fast vollständigen Wegfall der Arten offener Uferbereiche, die sich nach der Renaturierung an der Oster angesiedelt

hatten. An ihrer Stelle besiedeln nun Arten der Feuchtwälder die bachbegleitende Erlengalerie. Im Fall der Amphibien, die zwischenzeitlich stark in Abundanz und Artanzahl zugenommen hatten, wirkt sich vor allem die fortschreitende Verlandung und Beschattung der Kleingewässer negativ aus. Beinahe die Hälfte der Kleingewässer im Untersuchungsgebiet ist mittlerweile verlandet oder fällt frühzeitig trocken.

Tabelle 66: Überblick über die Entwicklung der an der Oster untersuchten Artengruppen. Für jede Artengruppe ist der Zustand im Allgemeinen (allg.) und speziell in Hinblick auf wertgebende Arten (**wertg.**) angegeben. Zustände: rot = rudimentär; orange = defizitär; gelb = mäßig; hellgrün = gut; dunkelgrün = sehr gut. Entwicklungstrends: ↗ = positiv; → = gleichbleibend; ↘ = negativ. Erfolg: rot = sehr negative Veränderung; orange = negative Veränderung; gelb = keine Veränderung; hellgrün = positive Veränderung; dunkelgrün = sehr positive Veränderung.

Parameter		Zustand				Maßnahmen	Erfolg
		'91	'06	'03	'18		
Vegetation	allg.		↗	→	↘	Positiv: Extensivierung, Verschluss von Drainagen, Erlengalerie; Negativ: Nutzungsaufgabe	+
	wertg.		↗	↘	↘		
Amphibien	allg.		↗	↗	↘	Positiv: Schaffung von Kleingewässern Negativ: Erlengalerie	-
	wertg.		→	↗	↘		
Heuschrecken	allg.					Positiv: Extensivierung	
	wertg.						
Libellen	allg.		↗	→	↘	Positiv: Schaffung von Kleingewässern, Neugestaltung Oster; Negativ: Erlengalerie	±
	wertg.		↗	→	↘		
Laufkäfer	allg.		↗	→	→	Positiv: Neugestaltung Oster, Extensivierung Negativ: Erlengalerie	±
	wertg.		↗	↘	↘		
Avifauna	allg.		↗	↗	↗	Positiv: Extensivierung, Neugestaltung Oster, Erlengalerie	+
	wertg.		↗	→	→		
Makrozoobenthos	allg.		↗	↗	↗	Positiv: Neugestaltung Oster, (Kläranlagen), Erlengalerie	+
	wertg.		↗	↗	↗		
Fische	allg.		↘	↗	↗	Positiv: Neugestaltung Oster, (Kläranlagen), Erlengalerie	+
	wertg.		↘	↗	↗		

Für die Oster selbst zeigen die Untersuchungen des Makrozoobenthos eine gegenüber der Ausgangssituation deutlich verbesserte Gewässergüte an, die sich auch im Vergleich zu den letzten Untersuchungen von 2003 noch etwas verbessert hat. Dennoch fällt die Bewertung der Saprobie auch heute noch relativ schwach aus und genügt nicht den Kriterien für einen guten ökologischen Zustand. Eine ähnliche Entwicklung zeigt die Fischfauna. Gegenüber dem Ausgangszustand kam es zu einer deutlichen Verbesserung, allerdings erst nach Inbetriebnahme der Kläranlagen. Der aktuelle Zustand wird nach fiBS-Bewertung dennoch nur als unbefriedigend bis mäßig eingestuft. Als Störfaktoren werden fortbestehende Belastungen durch Regenüberläufe, Kolmation und Neozoen (Signalkrebs) angeführt. Auch die Strukturvielfalt wird bemängelt. So geht aus der aktuellen Kartierung hervor, dass die Gewässerstrukturgüte der Oster im Projektabschnitt der Kartierung noch immer größtenteils als „deutlich beeinträchtigt“ einzustufen ist. Zwar wurde der Bachlauf durch die Neugestaltung strukturell deutlich aufgewertet, doch hat sich der neugeschaffene Zustand seit 2001 kaum verändert.

Die nun erstmals im Rahmen dieses Vorhabens untersuchte Heuschreckengemeinschaft des Untersuchungsgebietes präsentierte sich als individuenreich, aber arm an wertgebenden bzw. anspruchsvollen Arten. Erfreulich ist das Vorkommen sowohl der Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum*) als auch des Sumpfgrashüpfers (*Pseudochorthippus montanus*).

6.11.2 Zielkontrolle

6.11.2.1 Erhöhung der Selbstreinigungskraft sowie Verbesserung der Gütesituation

Innerhalb der Laufzeit des E+E-Vorhabens konnte eine deutliche Verbesserung der chemischen Gewässergüte gegenüber der Ausgangssituation nachgewiesen werden. Im Zeitraum zwischen Renaturierung und Inbetriebnahme der Kläranlagen konnte eine Erhöhung der Selbstreinigungskraft festgestellt werden, die vor allem der höheren Rauigkeit der neuen Fließstrecke zugeschrieben wurde. Durch die erhöhten Stoffabbau- und Nitrifikationsraten kam es jedoch zu einer verstärkten Sauerstoffzehrung, sodass gerade bei sommerlichen Niedrigwasserständen auf der noch weitgehend unbeschatteten Projektstrecke kritische Sauerstoffmangelzustände erreicht wurden. Bei unverändert hoher Schadstoffbelastung führte die Erhöhung der Selbstreinigungskraft also zu einer Verschlechterung der Gewässergüte. Dies ließ sich an der negativen Entwicklung der Fischfauna in diesem Zeitraum ablesen.

Zu einer wirklichen Verbesserung der Lebensbedingungen und der Gewässergüte kam es erst mit der Reduzierung des Schadstoff-Inputs durch Inbetriebnahme der Kläranlagen.

Da im Rahmen dieser Erfolgskontrolle keine gewässerchemischen Parameter erhoben wurden, beschränkt sich die Beurteilung der aktuellen Gütesituation auf die Ergebnisse der Untersuchungen der (semi-)aquatischen Artengruppen Makrozoobenthos, Fische und Libellen sowie der Gewässerstrukturgütekartierung.

Die aktuellen Daten zum Makrozoobenthos lassen eine weitere Verbesserung der Saprobie auf Gütestufe II und eine gestiegene Artanzahl erkennen. Auch Belastungszeiger scheinen zurückgegangen zu sein und es sind erste Ansätze wertgebender Arten zu erkennen. Allerdings genügt die Saprobie auch heute nicht den Kriterien der Wasserrahmenrichtlinie für einen guten ökologischen Zustand. Parallel dazu zeigt sich auch bei der Fischfauna der Oster zwar eine Verbesserung der Gesamtsituation, doch ist auch hier der aktuelle Zustand nur mit „ungenügend“ bis „mäßig“ zu bewerten. Unter den Libellen konnte sich nur die Blauflügel-Prachtlibelle dauerhaft an der Oster halten. Andere Fließgewässerarten wie die Gebänderte Prachtlibelle konnten sich nur vorübergehend etablieren und sind mit Kronenschluss der Erlengalerie wieder nahezu verschwunden. Als hauptsächliche Störeinflüsse werden genannt:

- Die schubweise Belastung durch Regenüberläufe und Mischkanalisation bei starken Niederschlägen
- Eine starke Kolmation der Gewässersohle
- Die Ausbreitung des Signalkrebsses, der die Projektstrecke in hoher Dichte besiedelt
- Eine unzureichende Eigendynamik, Fehlen von Totholz und zu starke Beschattung

Letzteres wird besonders darin ersichtlich, dass sich die Gesamtbewertung der Gewässerstrukturgüte gegenüber 2001 nicht mehr verbessert hat. Wie bei der Wassergüte wurde bei der Strukturgüte zwar eine Verbesserung gegenüber dem Ausgangszustand erreicht, doch ist der aktuelle Zustand durch Lebendverbau mit Erlen und großzügige Dimensionierung des neuen Bachlaufs weitgehend festgeschrieben und bietet nur wenig Spielraum für morphodynamische Prozesse.

Letztendlich ist es also gelungen, die Selbstreinigungskraft der Oster zu erhöhen und ihre Gütesituation zu verbessern. Das Hauptziel des Vorhabens wurde damit im Grunde erreicht. Ganz entscheidend war dabei der Bau der Kläranlagen. Die Umgestaltung des Bachlaufes allein hätte nicht ausgereicht und lediglich eine Umwandlung der Oster in eine Art

„kaskadenartiges Belebungsbecken“ (FREY & SCHINDLER 2005) bedeutet. Es zeigt sich aber auch, dass trotz aller Verbesserungen noch kein naturnaher bzw. guter ökologischer Zustand hergestellt werden konnte. Insbesondere der Status der fließgewässergebundenen Libellen ist kritisch zu sehen. Es besteht also weiterhin Bedarf für Verbesserungen.

6.11.2.2 Erhöhung der Arten- und Biotopvielfalt sowie Biotopvernetzung

Im Hinblick auf die Vegetation kam es vorübergehend zur Ansiedlung von Pionierarten auf den entstandenen Rohbodenflächen sowie einiger teils wertvoller Wasserpflanzenarten in den Fließ- und Stillgewässern. Die Pionierfluren verschwanden im Zuge der Sukzession allerdings rasch wieder. Aquatische Makrophyten sind aufgrund der starken Beschattung in der Oster kaum noch vorhanden. Damit fehlen für aquatische wie semiaquatische Organismen wichtige Habitatstrukturen. In der Aue konnten wertvolle Wiesenbereiche erhalten und eine weitere Verarmung der Grünlandbereiche, wie sie in vielen anderen Auen beobachtet wurde, weitgehend verhindert werden (SCHNEIDER & CASPARI 2004), doch verbrachten auch einige Nasswiesenbereiche und es kam zum Verlust einiger seltener Arten. Besonders problematisch ist auch die Ausbreitung von Neophyten im Projektgebiet.

Unter den übrigen untersuchten Organismengruppen entwickelte sich vor allem die Avifauna positiv infolge der Zunahme der Gehölzstrukturen im Projektgebiet. Während gerade Arten gehölzreicher Offenlandschaften zunahmen, stellt sich die Situation der Wiesenbrüter weiterhin schwierig dar. Makrozoobenthos und Fischfauna profitierten ebenfalls langfristig von der Verbesserung der Gütesituation.

Bei Libellen, Amphibien und Laufkäfern konnten dagegen zwar zunächst ähnlich positive Ergebnisse erzielt werden, doch waren diese Entwicklungen nicht von Dauer, wie sich an der aktuellen Situation zeigt: Die stark beschattete Oster ist für die meisten fließgewässergebundenen Libellen als Lebensraum ungeeignet, Verlandung und Trockenfallen von Stillgewässern führten seit Ende des Vorhabens zu einem deutlichen Rückgang der Amphibienfauna und ripicole Laufkäferarten sind wegen Beschattung und mangelnder Uferdynamik von vergleichsweise häufigen Feuchtwaldarten abgelöst worden.

Nachdem also die Arten- und Biotopvielfalt in den ersten Jahren nach Umsetzung der Renaturierung deutlich gesteigert werden konnte, zeigen sich heute wieder rückläufige Tendenzen. Dies betrifft vor allem kurzlebige Lebensraumtypen und deren dazugehöriges Arteninventar, die auf eine regelmäßige Neuschaffung bzw. Verjüngung durch auendynamische Prozesse oder eine entsprechende Pflege angewiesen sind.

Die Biotopvernetzung wurde insofern gefördert, als dass die Oster durch das Entfernen zweier Abstürze, die Verbesserung der Wassergüte und der Strukturgüte für viele Organismen wieder durchwander- und besiedelbar gemacht wurde. Es befinden sich jedoch noch einige kleiner Abstürze im Gewässer, die nur schwer zu überwinden sein dürften.

6.11.2.3 Verbesserung des Landschaftsbildes

Vor der Renaturierung stellte sich das Ostertal als eine Reihe von Grünlandflächen dar, zwischen denen die kanalisierte Oster wegen mangelnder Ufervegetation optisch kaum in Erscheinung trat. Heute wird das Ostertal von einer geschwungenen Erlengalerie geprägt, hinter der die Oster fast völlig verschwindet. Die Pflanzung der Galerie diente nicht nur der Befestigung einiger kritischer Uferpartien, sondern erfolgte auch auf Druck aus der Bevölkerung hin, die die vielen kahlen Offenbodenstellen, die durch die Baumaßnahmen entstanden

waren, als unästhetisch empfand und vielfach kritisierte. Dem sollte eine schnelle Begründung Abhilfe schaffen.

Aktuell wird dagegen bemängelt, dass der Erlensaum die Aussicht auf die jeweils gegenüberliegende Talseite versperren würde (P. VOLZ, K. STEIN, mündlich).

6.11.2.4 Hochwasserschutz durch natürliche Retention

Da im Projektgebiet keine Hochwasserschutzdämme existierten, konnte die Oster ihren natürlichen Überflutungsraum immer erreichen. Durch die Entfernung von Dämmen konnten daher keine neuen Retentionsräume geschaffen werden. Durch Verlängerung des Gewässerlaufes und Vergrößerung des Abflussquerschnittes konnte jedoch das Fassungsvermögen der Oster gesteigert werden. In der Folge tritt die Oster heute weitaus seltener über die Ufer als im ausgebauten Zustand vor der Renaturierung (P. VOLZ, mdl.). Die Reduzierung von Hochwasserspitzen der Oster im Projektgebiet konnte im Zuge des damaligen wissenschaftlichen Begleitvorhabens mithilfe eines digitalen Niederschlag-Abfluss-Modells bestätigt werden (FREY & SCHINDLER 2005).

Die Zerstörung von Drainagen führte zu einer Vernässung einiger Teilbereiche des Projektgebietes – ein Zeichen dafür, dass Niederschlagswasser nun länger zurückgehalten wird, wodurch Abflussspitzen vermindert werden.

6.11.3 Maßnahmenkontrolle

6.11.3.1 Neumodellierung des Fließgewässers

Gegenüber dem ausgebauten Zustand besitzt die renaturierte Oster eine um 840 m erhöhte Lauflänge (25% der ursprünglichen Laufstrecke im Projektgebiet; FREY & SCHINDLER 2005). Zusammen mit der Erhöhung der Rauigkeit führte dies zu einer Verlängerung der Fließzeit von ca. 1,7 auf 3,5 Stunden. Die Selbstreinigungskraft der Oster konnte dadurch messbar gesteigert werden, was jedoch eine erhöhte Sauerstoffzehrung mit sich brachte. Wie die Ergebnisse der Untersuchungen an Makrozoobenthos und Fischfauna zeigen, konnte die Wassergüte (in Kombination mit Inbetriebnahme der Kläranlagen) langfristig und fortschreitend verbessert werden. Die Gewässerstrukturgüte ist ebenfalls verbessert worden, indem einer natürlichen Entwicklung vorausgegriffen und Strukturelemente wie Inseln, Längsbänke und Prall- und Gleithänge in den neuen Bachlauf integriert wurden. Von den als zusätzliche Strukturelemente eingebrachten Pfahlreihen, Rundballen und Totholz ist heute verständlicher Weise nichts mehr zu erkennen.

Durch die Entfernung zweier Abstürze wurde die Durchgängigkeit der Oster wiederhergestellt, allerdings hat die Oster einige der Sohlrampen in der Projektstrecke so weit erodiert, dass diese aktuell selbst an niedrige Solhabstürze erinnern.

Die Überflutungshäufigkeit scheint sich gegenüber der Ausgangssituation – anders als von FREY & SCHINDLER (2005) berechnet – nicht erhöht zu haben (P. VOLZ, mdl.).

Insgesamt ist durch die Neumodellierung der Oster eine klare Verbesserung der hydrochemischen und strukturellen Gütesituation erzielt worden. Zu bemängeln sind eine eingeschränkte Morphodynamik und ein noch immer unzureichender Gesamtzustand.

6.11.3.2 Bestehenlassen begradigter Oster-Abschnitte in Form von Altarmen und Schaffung weiterer Kleingewässer

Von dieser Maßnahme profitierte in erster Linie die Amphibiengemeinschaft des Projektgebietes. Wie bereits beschrieben, nahmen die Amphibienbestände zunächst stark zu. Mit Seefrosch, Springfrosch und Geburtshelferkröte siedelten sich drei neue Arten im Projektgebiet an. Auch auf Stillgewässer angewiesene Libellen besiedelten die neuen Kleingewässer in teils hoher Dichte. Es kam auch zur Ansiedlung einiger seltenerer Ufer- und Wasserpflanzen der Stillgewässer wie der Biegsamen Glanzleuchteralge (*Nitella flexilis*). Da viele der Stillgewässer jedoch über die Jahre verlandeten oder wegen zu geringer Tiefe frühzeitig austrockneten, waren die meisten Wasserpflanzen bereits 2003 wieder aus dem Projektgebiet verschwunden. Nennenswerte Libellenpopulationen konnten aktuell nur noch an zwei Tümpeln gefunden werden, wobei diese sich gänzlich aus weit verbreiteten, häufigen Arten zusammensetzen. Die Amphibienbestände haben sich mittlerweile wieder dem Ausgangszustand angenähert und von den zugewanderten Arten ist nur noch der Seefrosch im Projektgebiet vertreten.

Alles in allem war diese Maßnahme somit von zwar deutlichem, jedoch nur vorübergehendem Erfolg. Ursachen sind vor allem die Verlandung und Austrocknung der Stillgewässer. Dies betraf 2018 rund 43% der Stillgewässer im Projektgebiet. Im Fall der Altarme kommt die Beschattung durch die Erlengalerie hinzu, die eine Etablierung aquatischer Makrophyten weitgehend verhindert. Eine entsprechende Pflege zur Verhinderung der weiteren Verlandung und die Vertiefung von Stillgewässern wurden bereits im Abschlussbericht des E+E-Vorhabens empfohlen.

6.11.3.3 Pflanzungen

Die Maßnahme setzt sich zum einen aus der Anpflanzung eines Auwaldinitials auf 300 m Länge oberhalb der Brücke nach Hoof und zum anderen der Bepflanzung der Ufer der Oster mit überwiegend Schwarzerlen zusammen. Ziel der Maßnahme war es, die natürliche Entwicklung der Uferbereiche um einige Jahre vorwegzunehmen, die Wassertemperatur der Oster durch Beschattung abzusenken und die Akzeptanz bei der Bevölkerung durch eine rasche Begrünung zu fördern.

Die gepflanzten Gehölze haben sich gut entwickelt und wurden bei der aktuellen Kartierung als Schwarzerlen-Galeriewald (*Stellario nemorum-Alnetum glutinosae*) erfasst. Beim Auwaldinitial handelt es sich lediglich um einen flächigeren Bestand der ansonsten schmalen Erlengalerie. Auffällig sind das stete Auftreten von Neophyten und Nitrophyten, insbesondere Brennnessel, in der Krautschicht.

Die Wassertemperatur ist im Rahmen dieser Erfolgskontrolle nicht mehr systematisch erfasst worden. Wie stark sich die Erlengalerie diesbezüglich regulierend auswirkt, lässt sich an dieser Stelle daher nicht beurteilen. Innerhalb der Laufzeit des Renaturierungsvorhabens war die Galerie noch nicht weit genug entwickelt, sodass nur eine geringfügige Absenkung der Wassertemperatur festgestellt werden konnte.

Wie bereits in den vorangegangenen Kapiteln wiederholt angesprochen, bringt die Erlengalerie in ihrer heutigen Gestalt einige Probleme mit sich (vgl. Kap. 6.11.2). Die beiden maßgeblichen Störfaktoren, die sich aus der Erlengalerie ergeben, sind ihre laufbefestigende Wirkung und die starke Beschattung des Fleißgewässers. Beides war auch mit der Maßnahme beabsichtigt worden, allerdings nicht über die gesamte Lauflänge und nur bis zu einem gewissen Grad. So entsprach zwar die Anlage einer Erlengalerie durchaus den damals

gängigen Vorstellungen zur Fließgewässerrenaturierung, doch war - in dem Bestreben, schnell deutliche Ergebnisse zu erzielen - die Pflanzung von über 15.600 Bäumen, Sträuchern und Setzstangen (HARTH 1997) auf einer Fließstrecke von weniger als fünf Kilometern letztendlich des Guten zu viel.

6.11.3.4 Extensivierung der Auenflächen

Durch die Maßnahme konnten die Flächen der Aue der intensiven Nutzung entzogen und Wiesen mit wertvoller Vegetation erhalten werden. So befinden sich gerade frische bis mäßig feuchte Wiesen in einem erfreulichen Zustand.

Problematisch ist, dass durch Nutzungsaufgabe einige nasse und schwer zugängliche Auenbereiche brachgefallen sind und es zu so zu einem Verlust wertvoller Feucht- und Nasswiesenvegetation kam. Dort haben sich nitrophile Hochstauden (v.a. Brennnesseln) ausgebreitet. Auch der Riesen-Bärenklau ist dort stark vertreten.

Bedenklich ist auch der Zustand der Avifauna auf den extensiv genutzten Flächen. Es lässt sich dabei nicht eindeutig klären, ob dies auf überregionale Entwicklungstendenzen zurückzuführen ist, oder die Einführung und Einhaltung angepasster Mahdtermine, über die mit einigen Flächeneigentümern noch lange Zeit Uneinigkeit herrschte, ausschlaggebend ist.

Insgesamt kann die Maßnahme als Erfolg angesehen werden, doch besteht noch Bedarf für Nachsteuerungen.

6.11.3.5 Verschluss von Dränagen

Die Maßnahme führte zu einer merklichen Vernässung einiger Auenbereiche. So weisen die Wirtschaftsgrünländer in der Aue nun mehr Feuchtezeiger auf. Sie sind also tendenziell etwas feuchter geworden. In einigen Teilbereichen, die nach Zerstörung der Dränagen besonders nass wurden, ist allerdings in der Folge die Nutzung aufgegeben worden. Dies führte zu der oben angesprochenen Verbrachung und dem Verlust wertvoller Feucht- und Nasswiesenbereiche.

6.11.3.6 Kläranlagen

Die frühzeitige Einrichtung einer modernen Abwasserklärung trug nach Angaben der Beteiligten maßgeblich zur Akzeptanz des Vorhabens in der ortsansässigen Bevölkerung bei, da von der stark verschmutzten Oster vor der Renaturierung gerade in den Sommermonaten eine nicht unbeträchtliche Geruchsbelastung ausging.

In der dritten Hauptuntersuchungsphase zeigte sich, dass die Kläranlagen die Wasserqualität in der Oster noch einmal deutlich verbesserten. Durch die Neugestaltung der Oster bei unveränderter Belastungssituation war es zuvor verstärkt zu sauerstoffzehrenden Abbauprozessen im Fließgewässer gekommen, wodurch die Sauerstoffkonzentration zeitweise auf ein kritisches Niveau absank. Diese Situation besserte sich nach Inbetriebnahme der Kläranlagen mit Verringerung der stofflichen Belastung deutlich.

Insgesamt betrachtet wäre eine echte Verbesserung der Lebensbedingungen in der Oster ohne die Kläranlagen nicht möglich gewesen.

6.11.3.7 Öffentlichkeitsarbeit

Das Vorhaben ist von der Stadt St. Wendel ausgiebig über Pressemitteilungen, Flyer, einen Lehrpfad mit Infotafeln entlang der Projektstrecke und eine Auftaktveranstaltung zum Spatenstich kommuniziert worden. Nicht zuletzt auch wegen der steten Informationsarbeit des örtlichen Bund Naturschutz Ostertal ist das Vorhaben auch heute noch vor Ort gut bekannt. Zwei Aspekte, die maßgeblich zur Akzeptanz des Projektes beitrugen, waren die vorgezogene Einführung einer modernen Abwasserklärung im Ostertal und die Beauftragung vorwiegend lokaler Unternehmen bei den Baumaßnahmen. Gerade letzteres war von Bedeutung, da so gezeigt werden konnte, dass Naturschutzvorhaben auch auf wirtschaftlicher Ebene attraktiv sein können.

6.11.4 Problemfelder

Eine von den Bearbeitern der Nachuntersuchungen vielfach kritisierte Maßnahme ist die dichte **Bepflanzung der Uferbereiche** mit Schwarzerlen. Diese fungieren als Lebendverbau und schränken eine eigendynamisch Entwicklung der Oster und ihrer Ufer stark ein. In der Folge mangelt es an dynamischen Uferlebensräumen. Aufgrund des geringen Alters des Gehölzbestandes ist auch die Totholzproduktion nur gering.

Fast noch schwerwiegender ist die starke Beschattung der Oster durch die Erlengalerie. Die Ausbildung einer gewässertypischen, aquatischen Makrophytenvegetation wird so weitgehend verhindert. Damit fehlt es an einem wichtigen Strukturelement für viele aquatische Organismen. Darüber hinaus hat die Oster durch die starke Ausdunklung bereits stark an Lebensraumqualität für Libellen und uferbewohnende Laufkäfer eingebüßt.

Da es sich um einen gleichmäßig jungen Gehölzbestand handelt, ist auf absehbare Zeit mit keiner Besserung der Verhältnisse auf natürlichem Wege zu rechnen. Maßnahmen zur Auflichtung sind daher anzuraten (vgl. 6.11.5).

Weitere das Fließgewässer betreffende Störeinflüsse sind die stoßweise Belastungen durch **Regenüberläufe**, die starke **Kolmation** der Gewässersohle und die Ausbreitung des **Signalkrebse**s in der Projektstrecke. Diese Probleme sind nicht projektbedingt und sind auch nicht nur auf die Projektstrecke beschränkt. Um die noch bestehenden physikochemischen Belastungen zu beseitigen bräuchte es eine Überarbeitung des Abwasserkonzeptes im Einzugsgebiet der Projektstrecke. Der Signalkrebs breitet sich vielerorts aus und stellt als Überträger der Krebspest nicht nur eine Gefahr für einheimische Krebse dar, sondern wirkt sich auch negativ auf die Bestände anderer Organismengruppen aus (OTT 2018).

Die Stillgewässer des Projektgebietes sind zu einem hohen Anteil (43%) von **Verlandung und frühzeitiger Austrocknung** betroffen. Dies spiegelt sich in den starken Bestandsrückgängen der Amphibien gegenüber den Untersuchungen aus dem Jahr 2003 und der nur noch dürftigen Besiedlung durch Libellen wider. Mögliche Ursachen sind das Fehlen auendynamischer Prozesse oder einer entsprechenden Pflege, wodurch die Sukzession und damit auch die Verlandung zumindest hätten verlangsamt werden können. Inwieweit der Klimawandel zum frühzeitigen Trockenfallen beiträgt, lässt sich an dieser Stelle nicht klar beurteilen.

In den umliegenden Auenflächen stellt sich vor allem die Ausbreitung von **Neophyten** (Heracleum, Impatiens) problematisch dar. Dies betrifft vor allem Flächen, die wegen schlechter Erreichbarkeit oder hoher Nässe aus der Nutzung genommen worden sind, sowie den Saum der Erlengalerie.

6.11.5 Empfehlungen

Folgende Empfehlungen wurden von den Bearbeitern der Erfolgskontrolle geäußert:

Gewässergüte – Um den Ansprüchen der Wasserrahmenrichtlinie genügen zu können, bedarf es weiterer Schritte zur Verbesserung der Gütesituation. Dies betrifft die Überprüfung noch bestehender Einleiter in die Oster und die Einhaltung des Gewässerrandstreifens, um Schwebstoffeinträge aus den umliegenden Grünlandflächen zu verringern. Dadurch könnte auch der weiteren Kolmation der Gewässersohle begegnet werden. Zudem wäre es zu begrüßen, wenn versucht würde auf regionaler Ebene Wege zu finden Belastungen aus Regenüberläufen der Mischwasserkanalisation abzustellen.

Von diesen Maßnahmen würden alle aquatischen und semiaquatischen Artengruppen profitieren.

Gewässerstrukturelle Verbesserungen – Grundsätzlich wäre es wünschenswert, wenn mehr Dynamik zugelassen würde und die Ufer der Oster abschnittsweise von Verbau befreit und destabilisiert würden. Da es wegen des geringen Alters der Erlengalerie noch an Totholz fehlt, sollte dieses gezielt ins Fließgewässer eingebracht werden. So könnten Substrat- und Strömungsdiversität erhöht werden, wovon Fische, Makrozoobenthos und Libellen profitieren würden.

Auflichtung der Erlengalerie – Durch eine Auflichtung des Erlenbestands könnte die Ausbildung einer fleißgewässertypischen Vegetation gefördert werden, was im Endeffekt auch zu mehr Strömungsdiversität führen würde. Durch die Entfernung des Lebendverbau wäre zudem mehr Uferdynamik möglich. Ein Teil der Erlen könnte direkt als Totholz ins Gewässer eingebracht werden.

Die Maßnahme könnte im Rahmen einer nachhaltigen Nutzung der Erlengalerie erfolgen.

Bekämpfung von Neophyten – Eine gezielte Bekämpfung insbesondere des Riesen-Bärenklaus (*Heracleum mantegazzianum*) wird dringend angeraten.

Nutzung – Von Brennesseln und anderen Nitrophyten dominierte Brachen sollten im Abstand von 3 bis 5 Jahren gemäht werden. Im Speziellen sollten die ehemals wertvollen Feucht- und Nassgrünländer südlich Neumühle, deren Nutzung aufgegeben wurde, mindestens einmal jährlich gemäht werden, um einen weiteren Wertverlust und die Ausbreitung des Riesen-Bärenklaus zu verhindern. In beiden Fällen sollte das Mahdgut abtransportiert werden, um den Flächen Nährstoffe zu entziehen.

Auf dem Wirtschaftsgrünland sollte die Mahdintensität beibehalten werden. Dabei ist allerdings auf die Einhaltung angepasster Mahdtermine zum Wiesenbrüterschutz und das Stehenlassen von Rückzugstreifen zu achten.

Stillgewässer – Um die Erfolge, die zwischenzeitlich bei den Amphibien erreicht werden konnten, nicht wieder völlig einzubüßen, wäre es wichtig gut besonnte Kleingewässer und Senken neu anzulegen und die bestehenden Gewässer durch ein schonendes Mahdregime vor der Verlandung zu bewahren. SCHNEIDER & CASPARI empfahlen bereits 2003 einige Stillgewässer zu vertiefen, um Verlandung und Austrocknung entgegenzuwirken.

Reduktion Signalkrebspopulation – Eine Reduktion der Signalkrebspopulation wäre im Interesse aller aquatischen Organismengruppen, da die Art nicht nur als Überträger der Krebspest den Edelkrebs verdrängt, sondern auch einen erheblichen Fraßdruck auf kleinere Organismen ausübt (OTT 2018) und damit die gesamte aquatische Biozönose

negativ beeinflussen kann. Ein möglicher Schritt zur Bekämpfung wäre der regelmäßige Fang mit Krebsreusen.

Verlegung der Freileitung – Unter der Freileitung, die südlich Osterbrücken die Oster quert, schaffen die Pflegemaßnahmen zur Freihaltung der Trasse einen idealen Ausbreitungskorridor für den Riesen-Bärenklau und Drüsiges Springkraut. Durch die Verlegung der Freileitung könnte die Ausbreitung der Neophyten gebremst und eine naturnahe Entwicklung gefördert werden.

6.11.6 Fazit

Das Hauptziel des Vorhabens war die Verbesserung der Gütesituation und Selbstreinigungskraft der Oster durch die morphologische Neugestaltung des Bachlaufs. Unterstützend zum Vorhaben wurde im Einzugsgebiet der Bau von Kläranlagen vorgezogen. Wie die Entwicklung der Gewässerstrukturgüte, des Makrozoobenthos und der Fischfauna zeigen, wurde dieses Ziel prinzipiell erreicht. Dabei sind jedoch zwei wichtige Kritikpunkte zu beachten:

1. Eine wirkliche Verbesserung der Wasserqualität der Oster wurde erst mit Inbetriebnahme der Kläranlagen im Einzugsgebiet erreicht. Bis zu diesem Zeitpunkt war durch die morphologische Aufwertung des Bachlaufes bei gleichzeitig unveränderter Belastungssituation lediglich erreicht worden, dass vermehrt Abbauprozesse in der Projektstrecke stattfanden, die zwar die Schadstoffbelastung verringerten, aber auch eine hohe Sauerstoffzehrung mit sich brachten. Gerade für höhere Organismen bedeutete dies in der Summe keine Verbesserung der Lebensbedingungen. FREY & SCHINDLER (2005) wiesen daher ausdrücklich darauf hin, dass die bloße Erhöhung der Selbstreinigungskraft aus ökologischer Sicht kein geeigneter Maßstab für den Erfolg einer Fließgewässerrenaturierung sein kann.
2. Die aktuelle Güte entspricht, sowohl hinsichtlich Morphologie als auch Saprobie noch nicht dem guten ökologischen Zustand nach Wasserrahmenrichtlinie. Die morphologische Eigenentwicklung der Oster wird durch den Lebendverbau mit Erlen massiv eingeschränkt. Die Saprobie leidet unter der Kolmatierung der Gewässersohle sowie stofflichen und physikalischen Restbelastungen aus Regenüberläufen der Mischkanalisation. Darüber hinaus fehlt es in der Oster wegen der starken Beschattung durch die Erlengalerie völlig an aquatischen Makrophyten.

Angesichts dieser Aspekte ist der Erfolg des überaus aufwendigen Gewässerumbaus, der an der Oster betrieben wurde, aus auenökologischer Sicht letztendlich nur als mäßig einzustufen. Bereits FREY & SCHINDLER stellten im Abschlussbericht des Vorhabens 2005 fest, dass eine behutsamere, auf Initialmaßnahmen basierte Vorgehensweise, welche die eigendynamischen Kräfte der Oster genutzt hätte, im selben Zeitraum höchstwahrscheinlich vergleichbare Erfolge erzielt hätte.

Die wortwörtliche Schattenseite der bautechnischen Herangehensweise an die Oster-Renaturierung zeigt sich insbesondere in den Uferbereichen. Dort waren im Zuge der Bauarbeiten zunächst in großem Umfang offene Rohbodenflächen geschaffen worden, ähnlich denen, wie sie durch eine intakte Morphodynamik entstanden wären. Die Bauarbeiten imitierten somit in gewisser Weise eigendynamische Prozesse und schufen geeignete Lebensbedingung für Pionierpflanzen, ripicole Laufkäfer und Libellen. Da man sich jedoch dazu entscheiden hatte, die Ufer in hoher Dichte mit Schwarzerlen aufzustocken, wurden die offenen Lebensräume im Lauf der Zeit immer weiter ausgedunkelt und morphodynamische Prozesse durch das Wurzelwerk der Erlen immer mehr verhindert. In der Folge verschlechterten sich die

Lebensbedingungen für die Bewohner offener Ufer wieder. Heute sind ripicole Laufkäfer, wie auch dynamische Uferhabitate, kaum mehr an der Oster zu finden. Und auch Libellen finden – mit Ausnahme der Blauflügel-Prachtlibelle – keine geeigneten Lebensbedingungen mehr vor.

Wie auch die Neumodellierung des Bachbetts war die Erlenpflanzung dazu gedacht, der natürlichen Entwicklung der Oster vorauszugreifen. Statt diese abzuwarten, sollte möglichst rasch ein fortgeschrittenes Entwicklungsstadium etabliert werden, wie es den damaligen Vorstellungen von einem Mittelgebirgsbach entsprach. Dazu gehörte auch ein geschlossener Erlensaum. So sollten zeitnah aussagekräftige Ergebnisse darüber gewonnen werden, wie sich die Renaturierung langfristig auf die Gewässergüte auswirken würde. Streng genommen müsste man die Osterrenaturierung daher als Anlage einer ingenieurb biologischen Versuchsstrecke bezeichnen, die aus wissenschaftlicher Sicht auch durchaus wertvolle Erkenntnisse lieferte (FREY 2001; KOEHLER & ISARTOR 1991; KOHL 1998; REISCHMANN 2002; FREY & SCHINDLER 2005; SCHINDLER 1997a, b; SPRATZ & FREY 1999). So wichtig dieser Erkenntnisgewinn auch ist, – im Grunde stellt er die Kernleistung eines jeden E+E-Vorhabens dar – so kritisch ist diese Herangehensweise jedoch aus naturschutzfachlicher Sicht zu sehen.

Ebenfalls kritisch zu sehen ist die Entwicklung der Stillgewässer in den vergangenen 15 Jahren. Vom beachtlichen Zuwachs der Amphibienbestände, der durch die Anlage neuer Stillgewässer zwischenzeitlich erreicht worden war, ist heute kaum noch etwas übrig. Knapp die Hälfte der Stillgewässer ist mittlerweile wegen fehlender Auendynamik bzw. Pflege trocken gefallen oder verlandet und hat ihre Eignung als Amphibien- und Libellengewässer eingebüßt. Außerdem kommt erschwerend hinzu, dass mittlerweile viele der verbliebenen Stillgewässer stark beschattet werden, was sich ebenfalls negativ auf die überwiegend wärmeliebenden Amphibien und Libellen auswirkt.

In Bezug auf die Entwicklung der umliegenden Auenflächen ist festzustellen, dass durch die extensive Nutzung des Wirtschaftsgrünlandes wertvolle Feucht- und Nasswiesenbereiche erhalten werden konnten, die sich durch eine relativ hohe Artanzahl auszeichnen. Dies ist eindeutig als Erfolg zu werten. Dem gegenüber stehen jedoch die avifaunistische Verarmung des Wirtschaftsgrünlands, für die eine zu frühe Mahd der Flächen zumindest mitverantwortlich ist, und der Verlust wertvoller Nasswiesenvegetation in Bereichen, deren Nutzung wegen schlechter Bewirtschaftbarkeit aufgegeben wurde.

In Ansätzen zeichneten sich diese rückläufigen Tendenzen schon in der dritten Hauptuntersuchungsphase des E+E-Vorhabens ab. Damals sah man bereits voraus, dass sich die Oster, ihre Uferbereiche und die Stillgewässer wie hier beschrieben entwickeln würden, sofern keine entsprechenden Gegenmaßnahmen ergriffen und die eigendynamische Kräfte der Oster nicht mehr gefördert würden. Es ist daher nicht verwunderlich, dass sich die damals abgegebenen Empfehlungen zur weiteren Pflege und Entwicklung des Projektgebietes weitestgehend mit denen decken, die von den Bearbeitern der Erfolgskontrolle geäußert wurden (vgl. FREY & SCHINDLER 2005; S. 460ff). Neben der weiteren Verbesserung der Wasserqualität wurde schwerpunktmäßig das Wiederanstoßen der Gewässerdynamik durch Initialmaßnahmen, die Auflichtung der Erlengalerie, eine Erhaltungspflege der Stillgewässer und die Optimierung des Mahdregimes gefordert. Außerdem bemängelte man, dass die Bedeutung der Morphodynamik für die Entwicklung der Oster und ihrer Aue sowohl bei der Planung des Vorhabens unterschätzt als auch bei der wissenschaftlichen Begleitung zu oberflächlich behandelt worden sei. Hinsichtlich der Konzeptionierung und Umsetzung des Vorhabens sind die Kritikpunkte seit Abschluss des Vorhabens also im Wesentlichen die gleichen geblieben.

In Hinblick auf die Entwicklung des Untersuchungsgebietes in den vergangenen 15 Jahren ist daher vor allem zu kritisieren, dass die Umsetzung der von FREY & SCHINDLER (2005)

angegebenen Vorschläge zur Nachpflege des Untersuchungsgebietes ausgeblieben ist. Gerade im Bereich der Erlengalerie und der Stillgewässer hätte mit vergleichsweise kostengünstigen Pflegemaßnahmen sicherlich viel dafür getan werden können, um die zwischenzeitlichen Erfolge nicht wieder einzubüßen.

Letztendlich zeigt sich, dass dem beim E+E-Vorhaben „Osterrenaturierung“ verfolgten Maßnahmen- und Entwicklungskonzept ein ganzheitliches, ökologisches Leitbild für die gemeinsame Entwicklung von Bach und Aue fehlte. Solche Leitbilder waren zur damaligen Zeit erst im Entstehen begriffen. Der Schwerpunkt des Vorhabens lag klar auf der ingenieurbioologischen Rekonstruktion eines historischen Bachlaufs zur Verbesserung der Wasserqualität und Selbstreinigungskraft. Während die wasserbaulichen Ziele damit klar gesetzt waren und zielstrebig verfolgt wurden, fehlten verbindliche und eindeutig definierte Schutz- und Erhaltungsziele, vor allem für Faunen- und Florenelemente außerhalb des Fließwasserkörpers. FREY & SCHINDLER (2005) kritisierten dementsprechend bereits das Fehlen einer frühzeitigen Zieldiskussion und eine mangelnde Berücksichtigung naturschutzfachlicher Empfehlungen aus der Voruntersuchung bei der umfangreichen Flächeninanspruchnahme durch die Baumaßnahmen.

Darüber hinaus ist die auf bautechnische Lösungsansätze fokussierte Herangehensweise an das Renaturierungsvorhaben aus heutiger Sicht als ökologisch wenig nachhaltig zu bezeichnen. Grundsätzlich ist an der Oster versucht worden, einen naturfernen Zustand A mithilfe aufwändiger Baumaßnahmen direkt in einen nahezu „fertigen“ Zustand B zu überführen, dessen weitere eigendynamische Entwicklung bei der Bauplanung wenig Berücksichtigung fand. Die so positive Entwicklung der Uferbereiche in den ersten Jahren, bei der die großflächigen Baumaßnahmen eine funktionierende Morphodynamik imitierten, täuschte dabei anfangs lediglich darüber hinweg, dass durch zahlreiche Sohlschwelen, Uferbefestigungen und Lebendverbau ein auf lange Sicht statisches System geschaffen wurde.

Aus wissenschaftlicher und wasserbaulicher Sicht ist das Vorhaben also sicher als Erfolg zu werten, da die Erprobung der hier verfolgten Strategie wertvolle Erkenntnisse zum Zusammenhang von Morphologie und Wasserqualität lieferte und das Hauptziel prinzipiell erreicht wurde. Aus einer naturschutzfachlichen Perspektive heraus ist es jedoch kritisch zu sehen und eine Übertragung der Vorgehensweise auf zukünftige Projekte zur Auenrenaturierung aus den oben genannten Gründen nicht zu empfehlen.

Es können somit folgende Kernaussagen aus dem Vorhaben gezogen werden:

- **Die Erhöhung der Selbstreinigungskraft eines Fließgewässers kann nicht Erfolgsmaßstab eines Renaturierungsvorhabens sein, da sie nicht gleichbedeutend mit einer Verbesserung der Lebensbedingungen für aquatische Organismen ist.**
- Die Renaturierung stark verschmutzter Gewässer sollte stets mit einer Überprüfung der Abwassersituation und ggf. einer abwassertechnischen Aufrüstung im Einzugsgebiet einhergehen.
- **Die Pflanzung einer durchgehenden und dichten Erlengalerie behinderte die eigendynamische Entwicklung der Oster und ihrer Ufer und wirkte sich durch Beschattung negativ auf aquatische Makrophyten, Uferstruktur, ripicole Laufkäfer und Libellen aus.**
- Umfangreiche Erdarbeiten können sich durch die Schaffung dynamischer Rohbodenflächen positiv auf Ufer- und Pionierarten auswirken. Dieser „Baustelleneffekt“ ist bei

unzureichender Morphodynamik aber nur von kurzer Dauer.

- Die Anlage neuer Stillgewässer führte, aufgrund fehlender Auendynamik bzw. Erhaltungspflege, nur zu einer vorübergehenden Verbesserung der Situation für Libellen und Amphibien
- Die Avifauna reagierte positiv auf die Zunahme des Struktureichtums im Zuge der Gehölzentwicklung.
- Gegenüber dem Ausgangszustand ist eine allgemeine Erhöhung der Biodiversität und Strukturvielfalt gelungen. **Speziell in Hinblick auf die Förderung auentypischer Arten wurde auf lange Sicht jedoch nur wenig erreicht.**

Möchte man dynamische Lebensräume bzw. Pionierlebensräume dauerhaft im Projektgebiet erhalten, bedarf es entweder der Bereitschaft die dynamischen Prozesse zuzulassen, die zur ständigen Neuentstehung dieser Strukturen nötig sind, oder ersatzweise eines dauerhaften Pflegekonzeptes zur Regeneration und Neuanlage dieser Lebensräume, sozusagen einer „betreuten Dynamik“.

7 E+E-Vorhaben Auenregeneration Oberweser, Hochflutrinne Lake – Teilberichte

7.1 Flora und Vegetation

BEARBEITUNG: WINFRIED TÜRK

7.1.1 Geschichte der Nutzung in den vergangenen 30 Jahren

Durch die Nutzungsaufgabe ab 1990 etablierte sich zuerst eine Vielzahl von Pflanzengesellschaften, die die Standortsunterschiede stark betonten. Insbesondere verschiedene Hochstaudenfluren und die Pioniervegetationstypen der Rohböden breiteten sich stark aus. Die klassischen Grünlandgesellschaften verbrachten dagegen, verarmten und gingen flächenmäßig bis 1999 deutlich zurück.

Ab 2011 wurde die Beweidung der Flächen schrittweise wiederaufgenommen, um Grünlandgesellschaften wieder zu fördern. Die seitdem erfolgte Nutzung ist Tabelle 67 zu entnehmen. Teile des Weseruferes sowie Röhrichte mit Schilf und Rohrglanzgras in der Flutrinne wurden in Teilen ausgegrenzt.

Tabelle 67: Nutzung des E+E-Gebietes „Lake“ ab 2011 (Quelle: Ruth Schrick). hellgrün: Schafbeweidung; grün: Rinderbeweidung (jeweils mit Angabe der Anzahl der Muttertiere, wenn bekannt); dunkelgrün: Mahd, meist 1-2schürig, z.T. Nachbeweidung (Details: siehe Text)

Jahr	Werder und Flutrinne	Röhrichte (z.T.) ausgespart	AKW-Auslauf	Wiesen der Flutrinne (Brücke, ehem. Lutter)	Wiesen der Flutrinne Richtung Würgassen	Bemerkungen
vor 2011						
2011						abschnittsweise, Koppeln je 1 ha Größe
2012						Ausgrenzung Weserufer (50 %)
2013	800	x				Frühjahrsbeweidung Mitte April-Mai
2014	600	x				Frühjahrsbeweidung Mitte April-Mai
2015		x				
2016	20	x				
2017	20	x	ab August			
2018	16	(x)				ab August keine Aussparung der Röhrichte

7.1.2 Methode

Der Bearbeiter kennt das Gebiet seit 2000. 2017 wurden Voruntersuchungen zur Nutzung, Flora und Vegetation durchgeführt. Flora und Vegetation des Weseruferes an der Niedrigwasserlinie wurde im September 2017 erfasst. Von Mai bis Juli 2018 wurden die Flora flächig inventarisiert sowie 17 Vegetationsaufnahmen von besonders charakteristischen Vegetationsbeständen nach der Methode von BRAUN-BLANQUET als Grundlage für die anschließende Kartierung angefertigt. Ende Juli 2018 wurden Vegetationseinheiten und Biotoptypen auf der

Grundlage des digitalen Luftbildes im Maßstab 1:500 kartiert. Anschließend erfolgte die Digitalisierung der Kartiierungsergebnisse und Darstellung im Programm ArcMAP 10.4.1 im Maßstab 1:4.000 (analog zu GERKEN et al. 2001, a, b)

Die Namen der Pflanzen sowie der Syntaxa folgen floraweb.de.

Die Biotoptypen wurden nach DRACHENFELS (2016) erfasst. Aus Gründen der Vereinheitlichung mit den anderen Projektgebieten, die in Niedersachsen liegen, wurde diese Quelle herangezogen.

Kartenmaterial und Rohdaten sind im digitalen Anhang enthalten.

7.1.3 Ergebnisse

7.1.3.1 Flora

Eine Artenliste der Gefäßkryptogamen und Höheren Pflanzen findet sich im Anhang. Die Namen folgen floraweb.de.

Insgesamt wurden 233 Sippen (Stand September 2018) nachgewiesen. Darunter sind mit *Butomus umbellatus*, *Senecio sarraceni* und *Lemna trisulca* Arten mit Rote-Liste-Status (vgl. Bewertung, S. 329).

7.1.3.2 Vegetation

Die Schilderung der Pflanzengesellschaften beginnt mit den flächig vorherrschenden Formationen und beschreibt die in die Vegetationskarten dargestellten Vegetationskomplexe und Pflanzengesellschaften.

Allgemeiner Charakter der heutigen Vegetation

Der heutige Vegetationskomplex ist erheblich weniger differenziert, als es uns das Bild der Vegetationskarte aus 1999 zeigt. Grund ist die lange Brachezeit von fast 20 Jahren, während der die ehemalige Grünlandvegetation von Hochstaudenfluren abgelöst wurde. Das Inventar der Pflanzengesellschaften dominieren naturraumtypisch vollständig eutraphente Pflanzengesellschaften und -komplexe. Das Gebiet wird seit wenigen Jahren fast vollständig beweidet und stellt sich als Mischung aus Grünland, nitrophilen Säumen und angepflanzten Gehölzbeständen („Hartholz-, Weichholzaue“) dar. Am Weserufer finden sich im Bereich der Bühnenfelder und direkt am Ufer Offenbodenbereiche mit fragmentarischen Röhrichten, Kriechrasen und Weidengebüsch. Erosion durch Hochwässer sowie der Tritt und Verbiss der Weidetiere gestalten hier eine in Ansätzen dynamische Entwicklung.

In den 1994 vertieften Kleingewässern („Tümpel“) der ehemaligen Lake finden sich eutrophe Vegetationskomplexe aus Wasserlinsendecken, verschiedenen Klein-Röhrichten und Feuchten Hochstaudenfluren sowie Rohrglanzgrasbestände und Annuellenfluren an besonders durch Viehtritt beeinflussten Stellen.

Die Kante zur Niederterrasse wird von mesophilen Gebüschgesellschaften und ruderalen Brennesselsäumen beherrscht.

Die gepflanzten Gehölze haben sich stark entwickelt und vermitteln lokal den Eindruck einer Auenwaldlandschaft. Durch die Beweidung mit Rindern entwickelt sich seit einigen Jahren eine interessante Durchdringung verschiedener Offenland- und Wald-Vegetationstypen.

Überschwemmungs-Grünland

Die artenarme, grasbetonte *Ranunculus repens*-*Alopecurus pratensis*-Gesellschaft beherrscht heute das gesamte Grünland im UG. Sie ist noch deutlich von der jahrzehntelangen Brache und der damit einhergehenden Eutrophierung geprägt. Beides führte zu Artverarmungsprozessen. Vergleichbare Gesellschaften sind für das heutige eutrophe Überschwemmungsgrünland im Oberweserraum typisch und häufig. Die Narbe dominiert im Frühling und Frühsommer *Alopecurus pratensis*. Weitere Nährstoffzeiger sind mit *Ranunculus repens*, *Taraxacum officinalis*, *Urtica dioica* und verschiedenen Disteln als Beweidungszeiger vertreten. Außer den Blüten des Löwenzahns, des Kriechenden Hahnenfußes und einzelner Disteln fehlen auffällige Blühaspekte.

Die Bestände des Werders werden noch heute gelegentlich bei Winterhochwassern überschwemmt. Dabei kommt es zur Ablagerung von frischem, düngendem Auenlehm.

Die 2011 wieder begonnene Beweidung wird zu einer langsamen Aushagerung führen. Da in der unmittelbaren Nachbarschaft artenreiche Grünlandbestände zu finden sind (siehe nächster Absatz) dürfte es hier mittelfristig zu positiven Effekten auf die Artenvielfalt des Weidegrünlandes im Arbeitsgebiet kommen.

Außerhalb des Projektgebietes gelegene, in den Karten nicht dargestellte kleinere Mahdflächen und Pferdeweiden im Bereich der Weserbrücke werden dagegen überwiegend von artenreichem, feuchtem Mesophilen Grünland (*Arrhenatheretum sanguisorbetosum*) geprägt, wie es heute nur noch selten im Bereich der Oberweserauen vorkommt. Hier dominieren neben *Sanguisorba officinalis* und *Colchicum autumnale* vor allem zahlreiche Magerkeitszeiger und bilden blütenreiche Aspekte (*Cardamine pratensis*, *Ranunculus acris*, *Rumex acetosa*, *Veronica chamaedrys* u. a.). Die Flächen werden kaum gedüngt und durch den Nährstoffentzug kam es zur Aushagerung, was der Artenvielfalt zu Gute kommt. Vergleichbare Grünlandtypen gibt auch die Vegetationskarte großflächig für das Arbeitsgebiet für 1989 an, sie waren aber 10 Jahre später bereits stark zurückgegangen und floristisch verarmt (GERKEN et al. 2001b: 179), eine Folge von Nutzungsauffassung und Eutrophierung.

Nitrophile Säume und Hochstaudenfluren

An den weniger feuchten Hangkanten zur Niederterrasse finden sich kleinflächig Mosaik aus Weißdorn-Schlehen-Gebüsch (*Crataego-Prunetum*) und in der Vegetationstabelle dargestellte Brennessel-Giersch-Säume (*Urtico-Aegopodietum*).

Entlang von Nutzungsgrenzen oder Gehölzen in der Aue, auf ausgezäunten Flächen der Lake und am Weserufer findet sich sehr häufig das *Chaerophylletum bulbosi*, die bezeichnende nitrophile feuchte Saum- bzw. Hochstaudengesellschaft der Auenstandorte im Oberweserraum. Neben den Kennarten *Chaerophyllum bulbosum* und *Carduus crispus* finden sich zahlreiche feuchtebedürftige Nitrophyten, wie *Urtica dioica*, *Calystegia sepium*, *Rubus caesius*, *Galium aparine*. Der hygrophile Neophyt *Impatiens glandulifera* ist fast immer vertreten und bildet lokal kleinflächig Dominanzbestände (*Impatiens glandulifera*-Gesellschaft).

Die lange Brache hat die Ausbildung dieser Säume sehr gefördert. Bedingt durch die seit einigen Jahren andauernde Beweidung dringt deren Artenbestand auch in die kleinen gepflanzten Gehölzbestände ein und es bilden sich typische Verzahnungen.

Gehölzbestände

Die Baumbestände im UG wurden im Zuge des Renaturierungsprojektes gepflanzt. Vor 1993

befanden sich im Gebiet des ehemaligen Werders kaum Gehölze. Bei den Pflanzungen wurden schematisch auf etwas höheren Flächen Mischbestände aus Hainbuche (sic!), Stiel-Eiche, Feld-Ahorn, Esche, Winterlinde (sic!) gepflanzt (*Carpinion*-Pflanzung). Hierdurch sollte ein Hartholzauenwald begründet werden. Wie dieser in der Oberweseraue einmal ausgesehen hat, ist nicht leicht zu ermitteln, da es keine flächigen Bestände mehr gibt. Sicherlich waren die Wildobstarten Holz-Apfel, Holz-Birne und die Vogel-Kirsche neben Flatter- und Feld-Ulme vertreten, wie man an Spontangehölzen in der Aue der Umgebung erkennen kann. Ob Hainbuche oder Winterlinde vorkamen, erscheint fraglich.

Auf etwas tieferen, geringfügig feuchteren Standorten wurden verschiedene Baumweiden des Weichholzauenwaldes angepflanzt (*Salicion albae*-Pflanzung). Hier sind Silberweide, Bruchweide und deren Bastard (*Salix alba*, *fragilis*, *x rubens*) heute noch anzutreffen, dazu einige Strauchweiden, wie Mandel-, Korb- und Purpurweide, die teilweise vielleicht auch durch Selbstanflug hierher gelangten. Die spontanen Weidengebüsche des Weserufers (*Salicetum triandrae*) werden weiter unten geschildert.

Die kleinen, lichten Pflanzungen, die seit einigen Jahren durchweidet werden, haben einen Unterwuchs, der sich als eine Durchdringung von Arten der nitrophilen Säume (*Chaerophylletum bulbosi*) und der gepflanzten Gehölze darstellt. Fragmentarische, durch Sukzession hervorgegangene Schlehen-Weißdorn-Gebüsche (*Crataego-Prunetum*) finden sich auf der hochwasserfreien Hangkante, die zur Niederterrasse vermittelt. Sie werden von Brennesel-Giersch-Säumen (*Urtico-Aegopodietum*) begrenzt und durchsetzt. Einzelbäume (meist *Salix*-Arten) und Einzelbüsche (*Rosa canina*, *Sambucus nigra*, *Cornus sanguinea*) sind aufgrund der langen Brache in das gesamte Grünland eingestreut.

Nasskomplexe der Lake und der Kleingewässer (Tümpel)

Aus floristisch-vegetationskundlicher Sicht stellen die Reste der Feucht- und Nassvegetation zusammen mit den Ansätzen einer dynamischen Aue am rezenten Weserufer heute die wertvollsten Bereiche des UG dar (Abbildung 87).



Abbildung 87: Tümpelkomplex **unbeweidet (links)**: Hochstaudenfluren (*Chaerophylletum bulbosi*, *Senecionetum fluviatilis*), *Butometum umbellati*, *Lemno-Spirodeletum*, *Elodea canadensis*-Ges. (30.07.2018); Tümpelkomplex **beweidet (rechts)**. *Sagittario-Sparganietum*, *Oenanthro-Rorippetum*, *Lemno-Spirodeletum*, Weiden-Einzelgebüsche (30.07.2018); Foto: W. Türk

Der Gesamtkomplex besteht aus einzelnen größerflächigen oder linearen Typen sowie aus dem Komplex der durch künstliche Vertiefungen entstandenen Kleingewässer (Tümpel). Die Bausteine werden hier kurz beschrieben.

Phalaris arundinacea-Landröhricht

Als schmales, zeitweise von Weidengebüsch und den Kleingewässern unterbrochenes Band schlängelt sich das *Phalaris arundinacea*-Röhricht (*Phalaridetum arundinaceae*) durch das gesamte Untersuchungsgebiet. Es stellt sozusagen das „Rückgrat“ der Lake dar. Die Standorte waren im feuchten Sommer Jahr 2017 flach überstaut und nass (Gleye), im extrem niederschlagsarmen Jahr 2018 jedoch ab Juni oberflächlich trocken. Dadurch und durch die starke Beweidung waren sie 2018 nur sehr fragmentarisch entwickelt. Die namensgebende Art wird sehr gerne verbissen. Neben dem Rohr-Glanzgras spielen Arten der Flutrasen, wie *Juncus articulatus*, *Agrostis stolonifera*, *Potentilla anserina* und *reptans* eine Rolle. Weideempfindliche Arten, wie *Phragmites australis* oder *Lythrum salicaria*, treten demgegenüber stärker zurück. Wo die Lake wegen des Vorkommens des seltenen Fluss-Greiskrautes (*Senecio sarracenus*) ausgezäunt wurde, entwickelt sich die Gesellschaft weiter zu Feuchten Hochstaudenfluren (*Senecionetum fluviatilis*, siehe unten).

Kleingewässer-Verlandungskomplexe

Einige bereits ursprünglich vorhandene Kleingewässer in der Lake wurden im Zuge des E+E-Projektes 1993-1994 vertieft. Die vollständige Zonierung unbeweideter (ausgezäunter) Kleingewässer mit auch im Sommer vorhandenem Restwasser beginnt an den feuchten Randpartien mit den beiden Hochstaudenfluren des *Chaerophylletum bulbosi* und dem etwas tiefer/feuchter stehenden *Senecionetum fluviatilis*, dann dem beweidungsempfindlichen Klei-Röhricht vom Typ des *Butometum umbellati* im Uferbereich und endet mit den Wasserlinsen-decken des *Lemno-Spirodeletum* sowie der submersen *Elodea canadensis*-Gesellschaft (Abbildung 87). Dieser Komplex (**Tümpelkomplex unbeweidet**) bildet sich nur in nicht stärker oder jedes Jahr beweideten Teichen vollständig aus. Die flacheren, im Sommer meist austrocknenden Tümpel unterliegen einem stärkeren Beweidungsdruck. Hier fehlen die beiden Hochstaudenfluren und das weniger beweidungstolerante *Butometum umbellati* weitgehend und die bezeichnenden Klein-Röhrichte der nassen Tümpelböden sind das *Sagittario-Sparganietum* sowie das *Oenanthro-Rorippetum* (**Tümpelkomplex beweidet**).

Vegetationskomplex Weserufer

Zum Untersuchungsgebiet zählt auch das heutige Weserufer. Das Ufer ist im UG auf etwa 2/3 seiner Länge von künstlichen Buhnenfeldern befestigt. Aber auch dazwischen finden sich die typischen Steinschüttungen am Uferfuß.

Auf den nährstoffreichen Auen-Rohböden (Rambla) haben sich trotzdem lokal Ansätze zu einer dynamischen Entwicklung aus verschiedenen Typen von Pioniervegetation, wie Kriechrasen und Annuellenfluren, herausgebildet. Durch Hochwassererosion und unterstützt durch den Tritt der Weidetiere finden sich hier Offenbodenstellen, kleinflächige Uferabbrüche sowie lokale Sandanlandungen. Weiterhin hat sich punktuell ein Gebüsch aus Schmalblatt-Weiden mit *Salix viminalis*, *S. triandra*, *S. purpurea* als Vorläufer von Silber-Weiden-Wäldern der Weichholzaue (*Salicion albae*) entwickelt. Hier finden sich zudem düngende Treibselanlandungen nach den Hochwässern. Die Buhnenfelder halten jedoch weiterhin den Stromstrich bei Mittel- und Niedrigwasser vom Ufer fern und vermindern dadurch wirkungsvoll Erosionserscheinungen und die Umlagerungsdynamik bei niedrigeren Wasserständen. Der Komplex Weserufer besteht aus folgenden „Bausteinen“: Die sonst für offene Bereiche am Weserufer typische Ufer-Zonierung aus Fluss-Hochstaudenflur (*Chaerophylletum bulbosi*) und nach unten anschließendem *Phalaris arundinacea*-Flussröhricht (*Phalaridetum*) ist zwar flächendeckend vorhanden, kann sich aber durch Beweidung nur fragmentarisch entwickeln. Im

Bereich sandig-kiesiger Sedimente der Bühnenfelder finden sich als typischer Kriechrasen das *Juncetum compressi* sowie, eng damit verzahnt, auf feinerdereicherem Substrat *Chenopodium rubri*-Annuellenfluren mit dem 1999 noch nicht nachgewiesenen Neophyten *Xanthium albinum* und zahlreichen *Chenopodium*-Sippen (*Xanthio-Chenopodietum rubri*).

7.1.3.3 Biotoptypen(komplexe), FFH-LRT

Für das gesamte Projektgebiet wurden die Biotoptypen nach DRACHENFELS (2016) kartiert. Sie lassen sich problemlos mit den Pflanzengesellschaften und deren -komplexen parallelisieren, wie Tabelle 63 zeigt. Daher unterbleibt eine weitere Darstellung.

Tabelle 68: Bezug Pflanzengesellschaft, Biotoptyp, LRT (FFH-Richtlinie)

Vegetations-Komplex	Pflanzengesellschaften	Biotoptypen/Zusatzmerkmale	Deutsche Namen	FFH-LRT
Tümpelkomplex unbeweidet	<i>Chaerophylletum bulbosi</i>	UFT §30 BNatschG	Feuchte Ufer-Hochstaudenflur	6430
+	<i>Senecionetum fluviatilis</i>	UFT §30 BNatschG	Feuchte Ufer-Hochstaudenflur	6430
+	<i>Butometum umbellati</i>	VER §30 BNatschG	Verlandungsbereich nährstoffreicher Stillgewässer mit Röhricht	
+	<i>Lemno-Spirodeletum</i>	VER §30 BNatschG	Verlandungsbereich nährstoffreicher Stillgewässer mit Röhricht	3150
+	<i>Elodea canadensis</i> -Gesellschaft	VER §30 BNatschG	Verlandungsbereich nährstoffreicher Stillgewässer mit Röhricht	
Tümpelkomplex beweidet	<i>Sagittario-Sparganietum</i>	VER §30 BNatschG	Verlandungsbereich nährstoffreicher Stillgewässer mit Röhricht	
+	<i>Oenanthe-Rorippetum</i>	VER §30 BNatschG	Verlandungsbereich nährstoffreicher Stillgewässer mit Röhricht	
+	<i>Lemno-Spirodeletum</i>	VER §30 BNatschG	Verlandungsbereich nährstoffreicher Stillgewässer mit Röhricht	3150
+	<i>Elodea canadensis</i> -Gesellschaft	VER §30 BNatschG	Verlandungsbereich nährstoffreicher Stillgewässer mit Röhricht	
<i>Chaerophyllum bulbosum</i> -Gesellschaft	<i>Chaerophylletum bulbosi</i>	UFT §30 BNatschG	Feuchte Ufer-Hochstaudenflur	6430
<i>Phalaris arundinacea</i> -Land-Röhricht	<i>Phalaridetum arundinaceae</i>	NRGuüw §30 BNatschG	Rohrglanzgras-Landröhricht	
<i>Ranunculus repens</i> - <i>Alopecurus</i> -Ges.	<i>Ranunculus repens</i> - <i>Alopecurus</i> -Ges.	GIAüw	Intensivgrünland der Überschwemmungsbereiche	

Vegetations-Komplex	Pflanzengesellschaften	Biotoptypen/Zusatzmerkmale	Deutsche Namen	FFH-LRT
„Hartholzauenwald“	<i>Carpinion</i> -Pflanzung	WXH1, Hb, Ah, Ei, Ho)1j	Laubforst aus einheimischen Arten	
+	<i>Chaerophylletum bulbosi</i>	UFT §30 BNatschG	Feuchte Ufer-Hochstaudenflur	6430
„Weichholzauenwald“	<i>Salicion albae</i> -Pflanzung	WWA1ü §30 BNatschG	Weiden-Auwald	91E0
+	<i>Chaerophylletum bulbosi</i>	UFT §30 BNatschG	Feuchte Ufer-Hochstaudenflur	6430
Weserufer-Weidengebüsch	<i>Salicetum triandrae</i>	BAAü §30 BNatschG	Weidengebüsch der Auen	91E0
+	<i>Phalaridetum</i>	NRGuü	Rohrglanzgras-Fluss-Röhricht	
Weserufer-Offen	<i>Chaerophylletum bulbosi</i>	UFT §30 BNatschG	Feuchte Ufer-Hochstaudenflur	6430
+	<i>Phalaridetum arundinaceae</i>	NRGuü	Rohrglanzgras-Fluss-Röhricht	
+	<i>Juncetum compressi</i>	FPS	Pionierflur sandiger Flusssufer	3270
+	<i>Xanthio-Chenopodietum rubri</i>	FPS	Pionierflur sandiger Flusssufer	3270
Schlehen-Weißdorn-Gebüsch	<i>Crataego-Prunetum</i>	BMSk	Mesophiles Schlehen-Weißdorn-Gebüsch	
+	<i>Urtico-Aegopodietum</i>	UHNk	Nitrophiler Staudensaum	6430
Einzelbäume, -sträucher	<i>Salix, Rosa canina, Sambucus nigra</i>	HB, BE	Einzelbäume und -sträucher	

In der Tabelle sind auch der Status als gesetzlich geschützte Biotope nach § 30 BNatschG sowie die zugeordneten FFH-Lebensraumtypen aufgeführt. An Zusatzmerkmalen, die der Individualisierung der abstrakten Biotoptypen dienen (DRACHENFELS 2016), wurden unterschieden:

Zusatzmerkmal	Verwendet bei BT	Dt. Name
w: Beweidung	NRG	Rohrglanzgras-Landröhricht
	GIA	Intensivgrünland der Überschwemmungsbereiche
	BAA	Weidengebüsch der Auen
ü: Überschwemmt	GIA	Intensivgrünland der Überschwemmungsbereiche
	NRG	Rohrglanzgras-Landröhricht
	WWA	Weiden-Auwald
	BAA	Weidengebüsch der Auen
l: mit Wasserlinsendecken	VER	Verlandungsbereich eutropher Stillgewässer
u: Trockenfallend	NRG	Rohrglanzgras-Landröhricht
k: Auf Böschungskante	BMS	Mesophiles Schlehen-Weißdorn-Gebüsch
	UHN	Nitrophiler Staudensaum
1: BHD maximal 20cm	WWA, WXH	Weiden-Auwald, Laubforst aus einheimischen Arten

7.1.4 Bewertung

7.1.4.1 Flora

Wie für eutrophe Auengebiete nicht untypisch wurden nur wenige Arten der Roten Listen (Datenquelle: floraweb.de) im Gebiet gefunden.

Tabelle 69: Rote-Liste-Status für die Flora

Sippe	RL NRW	RL NS	RL BRD
<i>Butomus umbellatus</i>	3	3	-
<i>Lemna trisulca</i>	3	-	-
<i>Senecio sarraceni</i>	2	2	3
2: stark gefährdet, 3: gefährdet			

Aus lokaler Sicht sind alle drei Arten im Oberweserraum noch verbreitet. Das Fluss-Greiskraut (*Senecio sarraceni*) ist z. Zt. an Weser und Nebenflüssen in Ausbreitung begriffen.

7.1.4.2 Vegetation

Einige nachgewiesene Pflanzengesellschaften besitzen einen Gefährdungsgrad nach der Roten Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands (RENNWALD 2000), Angaben nach Floraweb.de

Bemerkenswert sind somit auch unter dem Gesichtspunkt ihres RL-Status die Ansätze einer dynamischen Aue, wie sie lokal am Weserufer noch besteht, sowie die Klein-Röhrichte und feuchten Hochstaudenfluren im Verlauf der ehemaligen Umflutungsrinne der Lake.

Tabelle 70: Rote-Liste-Status der Pflanzengesellschaften

Gesellschaft	RL BRD
<i>Oenanthe-Rorippetum</i>	V
<i>Butometum umbellati</i>	V
<i>Senecionetum fluviatilis</i>	3
<i>Salicetum triandrae</i>	3
3: gefährdet; V: zurückgehend (Vorwarnliste)	

7.1.4.3 Biotoptypen

Die folgende Tabelle listet die laut § 30 BNatSchG geschützten Biotoptypen auf. Weiterhin finden sich die Zuordnungen zu den FFH Lebensraumtypen (DRACHENFELS 2016).

Tabelle 71: Geschützte Biotoptypen laut § 30 BNatschG

§ 30 BNatschG-Biotoptypen	Dt. Namen	FFH-LRT
UFT	Feuchte Ufer-Hochstaudenflur	6430
WWA	Weiden-Auwald	91E0
BAA	Weidengebüsch der Auen	91E0
NRG	Rohrglanzgras-Röhricht	
VER	Verlandungsbereich nährstoffreicher Stillgewässer mit Röhricht	3150, z.T. Wasserlinsendecken

7.1.5 Diskussion

Methodisch muss vorausgeschickt werden, dass die Untersuchungen zwischen 1989 und 1999 von mehreren Spezialisten über einen langen Zeitraum sehr detailliert durchgeführt wurden. Für das vorliegende Gutachten standen dagegen lediglich zwei Vegetationsperioden und ein Bearbeiter zur Verfügung. Daher ist es möglich, dass einzelne Pflanzensippen übersehen oder (sehr) kleinflächige Vegetationseinheiten nicht genügend berücksichtigt wurden.

Weiterhin haben die Kolleginnen und Kollegen zwischen 1989 und 1999 sehr akribisch viele kleinräumige, lokale und kurzzeitige Sukzessionsphasen dokumentiert. Viele Einheiten sind nur durch eine Aufnahme und zudem nur einmal in dem 10-jährigen Beobachtungszeitraum belegt. Hierbei ist ebenfalls zu berücksichtigen, dass 1993-1994 Rohböden an mehreren Stellen im Verlauf der ehemaligen Lake geschaffen wurden. Die dadurch initiierten Sukzessionsvorgänge führten zu vielen kurzlebigen Entwicklungsphasen und Pioniergesellschaften, die rasch wieder verschwanden. Zahlreiche Pionierarten und -gesellschaften der ehemaligen Rohböden sind somit, bedingt durch sehr weit fortgeschrittene Sukzessionsvorgänge, nicht mehr vorhanden.

Eine weitere Projektmaßnahme war die nahezu komplette Einstellung der Nutzung der Flächen im gesamten UG, um nach den Initialzündungen die ungestörte Entwicklung einer Flussaue (gemeint war *Dynamik*) untersuchen zu können. Eine sehr lange Brachezeit, von 1990 bis 2011, war die Folge. Bekanntlich erhöht sich die Biodiversität junger Sukzessionsstadien einige Jahre lang, um dann schnell und signifikant wieder abzunehmen. Insbesondere die Ausbildung von sehr wüchsigen und konkurrenzstarken *nitrophilen Hochstaudenfluren* (*Urtica dioica* – *Impatiens glandulifera*) auf den nicht mehr genutzten eutrophen Auenstandorten hat sich hier negativ bemerkbar gemacht.

Die seit 6 Jahren wieder aufgenommene Rinderbeweidung hat noch nicht ausgereicht, um wieder artenreiche Grünlandgesellschaften zu etablieren. Davon ist aber mittelfristig auszugehen, da unmittelbar an das UG angrenzende, kontinuierlich durch Weide oder Mahd genutzte Flächen immer noch artenreiches autotypisches Grünland aufweisen (*Lolio-Cynosuretum lotetosum*, *Arrhenatheretum sanguisorbetosum*).

7.1.5.1 Veränderung der Flora (Farne und Blütenpflanzen)

Waren es im Projektgebiet Lake 1999 noch 265 Arten (GERKEN et al. 2001b; digitaler Anhang), wurden 2017/2018 insgesamt 233 Arten nachgewiesen. Hierbei ist allerdings darauf hinzuweisen, dass das 1990-1999 untersuchte Gebiet größer war als das eigentliche Projektgebiet, das sich im Besitz der Stadt Beverungen befindet. Weiterhin waren auch eine kleine Ackerfläche sowie die Böschungen der Weserbrücke mit Segetal- und trockenheitsertragenden Ruderalarten eingeschlossen.

Nahezu alle 2018 nachgewiesenen Arten kamen bereits 1999 vor. Neu aufgetreten sind lediglich der Wurmfarne (*Dryopteris filix-mas*), der in einem älteren Spontangehölz in der Nähe des Parkplatzes am AKW Würgassen nachgewiesen wurde, sowie die Elb-Spitzklette *Xanthium albinum*, einem heute häufigen Neophyten am offenen Weserufer. Die im Weserbergland als Neophyt einzustufende Rapunzelblättrige Glockenblume (*Campanula rapunculus*) kam laut den Voruntersuchungen hier nicht vor. Möglicherweise wurde sie seinerzeit mit der 2017-2018 nicht nachgewiesenen Wiesen-Glockenblume (*Campanula patula*) verwechselt.

Für die floristischen (und vegetationskundlichen) Veränderungen waren vermutlich die Verringerung der Zahl der Pionierstandorte sowie die lange Brachezeit ausschlaggebend. Es wird hier auf Arten, die als *syndynamische Indikatoren* etwas über Standortveränderungen aussagen können, und auf mögliche Ursachenkomplexe eingegangen.

Rückgang von Wirtschaftsgrünland durch Brache und Eutrophierung: *Sanguisorba officinalis*, *Lychnis flos-cuculi*, *Saxifraga granulata*, *Campanula patula* (evtl. mit *Campanula rapunculus* verwechselt) wurden nicht mehr gefunden. Artenreiches beweidetes oder gemähtes Wirtschaftsgrünland war vor dem Maßnahmenbeginn flächig im UG vorhanden. Durch die Etablierung von nitrophilen Hochstaudenfluren und Gebüsch im Zuge der Sukzession nach Nutzungsaufgabe verschwand es weitgehend. Auf traditionell weitergenutzten Nachbarflächen finden sich noch genau diese Vegetationstypen und die entsprechenden Arten. Viel seltener sind heute Arten des mesophilen Grünlandes (GM nach DRACHENFELS 2016), wie *Cardamine pratensis*, *Veronica chamaedrys*, *Vicia sepium*, *Vicia cracca*, *Galium album*, *Belvis perennis*, die alle nur noch kleinflächig an Säumen und Wegrändern auftreten.

Zuwachsen feuchter Offenbodenstrukturen: *Rumex maritimus*, *Ranunculus sceleratus*, *Alpecurus aequalis*, *Chenopodium glaucum* wurden nicht mehr nachgewiesen. 1994 geschaffene Offenbodenstrukturen entlang der Flutmulde der Lake wurden von Kriechrasen und Annuellenfluren geschlossen. Bald wurden diese jedoch von hochwüchsiger Vegetation (verschiedene Röhrchtypen) abgelöst. Andere Arten, wie die Bidens-Sippen und einige *Chenopodium*-Arten sind heute selten.

Zertreten der Vegetationsnarbe am Weserufer durch Beweidung: *Inula britannica*, der an vielen Stellen im Spätsommer am Weserufer außerhalb des Arbeitsgebietes zu finden ist, ließ sich 2017/2018 nicht mehr nachweisen. Die Art bildete 1999 ausgedehnte, aspektbestimmende Flächen knapp oberhalb des Flussröhrichts (*Phalaridetum arundinacea*) an der Weser. Die für diese Standorte ebenfalls typische *Pulicaria vulgaris* wurde nur als Einzelexemplar am Weserufer gefunden. Möglicherweise ist die Bodenbelastung durch Beweidung lokal zu stark. Der extreme Futtermangel im Trockensommer 2018 könnte sich hier durch eine besonders intensive und lange Beweidung ausgewirkt haben.

Rückgang der Salzbelastung der Weser: Einige halotolerante Arten, wie *Bolboschoenus maritimus* und *Scirpus tabernaemontani*, könnten durch den seit den 1990er Jahren beständig zurückgehenden Salzgehalt der Weser heute fehlen.

Sukzessionen/Beweidungsverstärkung in den Kleingewässern: *Rorippa amphibia*, *Schoenoplectus lacustris* und die Bucklige Wasserlinse *Lemna gibba* wurden nicht mehr nachgewiesen. *Lemna gibba* könnte auch übersehen worden sein.

7.1.5.2 Veränderung der Vegetation

Wesentliche Gründe für die Änderung der Vegetation wurden bei der Behandlung der Artenveränderung bereits angesprochen. Sie liegen in der langen Brachezeit ohne differenzierende Nutzung der Standorte sowie im Rückgang dynamischer Pionierstandorte und -

gesellschaften. Gelegentliche Hochwässer führen dem Gebiet kaum einmal so hohe Wassermengen zu, dass die Energie für Erosionserscheinungen reicht. Eine Füllung der ehemaligen Lake erfolgt in der Regel vom Unterwasser her durch langsamen Aufstau von Weserwasser. Sollte es ein Schwall tatsächlich einmal vom Oberwasser her bis in die zentralen Lakebereiche schaffen, trifft er auf das hier vorhandene gestaute Wasser und verliert den Rest seiner Strömungsenergie. Eine aktive Umlagerungsdynamik existiert zurzeit lediglich am Weserufer. Seit der Andeichung der Lake ans nördliche Ufer im 19. Jahrhundert hat sich der Abfluss im verbleibenden Weserarm verstärkt, was sicher zu seiner Eintiefung führte. Die Weser schafft es daher kaum noch, aus ihrem Bett auszubrechen.

Die Grafik (Abbildung 88) zeigt den Vergleich der Pflanzengesellschaften der letzten Aufnahme 1999 und heute, fast 20 Jahre später. Als Vergleich wurden diejenigen Einheiten aus den Voruntersuchungen herangezogen, die offensichtlich für die Darstellung in der Vegetationskarte (GERKEN et al. 2001b: 195) verwendet wurden. Sehr kleinflächige Einheiten der Vegetationstabellen, die vermutlich nur kurzfristige, lokale Sukzessionsstadien darstellen, wurden augenscheinlich nicht mitgezählt.

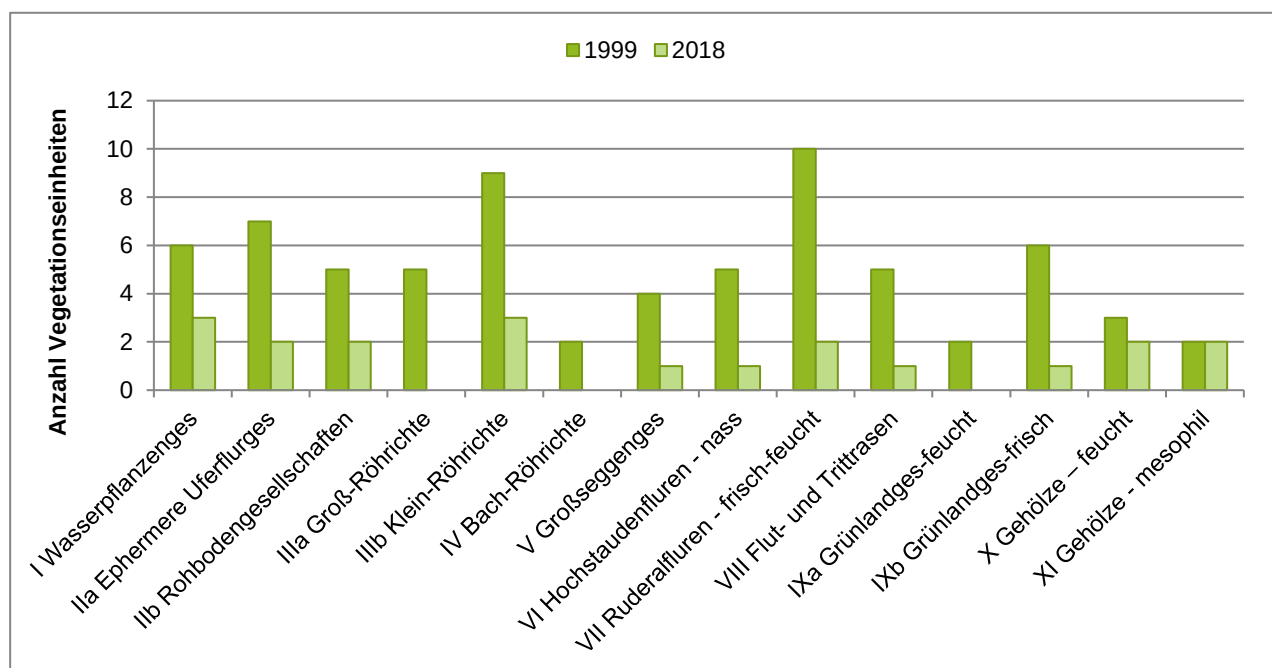


Abbildung 88: Veränderung der Anzahl der Vegetationseinheiten 1999 und 2018

Wie man erkennt, hat sich die Zahl (Quantität) der Vegetationseinheiten deutlich verringert.

- Verschwunden sind 2018: Groß-Röhrichte, Bach-Röhrichte, feuchte Grünlandgesellschaften.
- Viele seltener sind 2018: Frische Ruderalfluren, frische Grünlandgesellschaften, Großseggengesellschaften, Rohbodengesellschaften, Flut- und Trittrasen.
- Seltener sind 2018: Ephemere Uferflurgesellschaften, Klein-Röhrichte, Gehölze feucht.
- Unverändert sind 2018: Gehölze – mesophil.

7.1.6 Empfehlungen

Reduzierte sich durch die lange Brachezeit die Artenvielfalt und die Anzahl der Vegetationseinheiten, so hat sich hier die Wiederaufnahme der Beweidung sehr positiv ausgewirkt! Sie hat die Hochstaudenfluren und Neophytenfluren zurückgedrängt und den gewünschten weichen Übergang zwischen den Gehölzen und der Offenlandvegetation hergestellt. In den durchweideten Gehölzen verzahnt sich die Artenkombination des Waldbodens mit der der Ufer-Hochstaudenfluren, wie es wohl auch in früheren Zeiten typisch für beweidete Auenwälder war.

Es wird daher aus floristisch-vegetationskundlicher Sicht für sinnvoll erachtet, die Beweidung im Wesentlichen im bisherigen Umfang beizubehalten.

Im Bereich der Nassstandorte um die Kleingewässer der Lake wird modifizierend empfohlen, in jedem Jahr im Wechsel 1/3 der Fläche durch Auszäunung von der Beweidung auszunehmen, damit sich mäßig beweidungstolerante Vegetationskomplexe, wie Hochstaudenfluren, Groß-Röhrichte und Wasserpflanzenvegetation, besser entwickeln können. Die Beweidung ist jedoch insgesamt auch hier sehr positiv zu bewerten, weil sie die ungehemmte Entwicklung von Hochstaudenfluren und Groß-Röhrichten begrenzt und hierdurch die konkurrenzschwächeren Klein-Röhrichte fördert.

Am Weserufer unterstützte die Beweidung die gewünschte Öffnung der Bodenoberfläche und die Ansätze zu einer Dynamisierung der Standorte. Aber auch hier könnte eine ähnliche wechselnde Abzäunung von 1/3 der Uferstrecke den Ufer-Hochstaudenfluren zu einer besseren Entwicklung verhelfen. Diese sind Hauptbrutort des Sumpf-Rohrsängers (*Acrocephalus palustris*) im gesamten Oberweserraum.

7.2 Avifauna

BEARBEITUNG: MATHIAS LOHR

7.2.1 Methoden

Die Methodik der Revierkartierung (Vogelsiedlungsdichteuntersuchung) erfolgte in Anlehnung an OELKE (1980) und FISCHER et al. (2005). Dabei wurden 2017 und 2018 je Untersuchungsjahr insgesamt acht Frühbegehungen und eine Abend- bzw. Nachtbegehung durchgeführt. Damit wurde dieselbe Vorgehensweise angewendet, wie bei den Untersuchungen zwischen 1994 und 1999, auch die Transektstrecke entsprach in etwa der aus den wissenschaftlichen Begleituntersuchungen zum abgeschlossenen E+E-Vorhaben „Oberweser“ (GERKEN et al. 2001a). Die Abgrenzung des Untersuchungsgebietes blieb unverändert. Die Größe des durch die Begehungen abgedeckten Bereiches liegt bei 17,3 ha. Neben den Ergebnissen der Transektbegehungen flossen auch die zufällig während der Libellenerhebungen gemachten Beobachtungen in die Auswertung mit ein.

Die Auswertung erfolgte durch die Bildung von Papierrevieren gemäß OELKE (1980) sowie FISCHER et al. (2005) unter Beachtung des artspezifischen Fortpflanzungsverhaltens (vgl. SÜDBECK et al. 2005). Ein Status wurde jeder Art gemäß ihrer jeweiligen Habitatnutzung im Gebiet „Lake“ vergeben. Reviere, die nur zum Teil im Untersuchungsgebiet liegen, wurden mit dem Faktor 0,5 in die Berechnungen zur Anzahl der Papierreviere einbezogen. Die Darstellung der Papierreviere erfolgte in ArcMap 10.4, wobei jeweils die angenommenen Reviermittelpunkte digitalisiert wurden. Hierbei wurden die während der Begehungen registrierten Beobachtungen sowie die Bruthabitatansprüche der Arten berücksichtigt. Die Zugehörigkeit der Brutvogelarten zu den Brutgilden erfolgte nach den in BAUER et al. (2005) gemachten Angaben zum Bruthabitat.

Kartenmaterial und Rohdaten sind im digitalen Anhang enthalten.

7.2.2 Ergebnisse der Erhebungen 2017 und 2018

Eine Tabelle mit der Gesamtübersicht über die in den Jahren 2017 und 2018 erfassten Vogelarten sowie eine Karte der Papierreviere jeweils für die beiden Untersuchungsjahre finden sich im digitalen Anhang.

Insgesamt wurden bei den Begehungen 70 Arten registriert, 62 davon 2017 und 61 in 2018. Den Status „Brutvogel“ erhielten alle Arten, die die Kriterien für die Vergabe von Papierrevieren erfüllten. Dies traf auf insgesamt 29 Arten zu, wobei 24 Brutvogelarten 2017 und 27 in 2018 festgestellt wurden. Die Gesamtabundanz der Brutvogelarten betrug dabei 97,5 (2017) bzw. 81,5 Brutpaare (2018) je 17,3 ha.

Insgesamt acht der als Brutvögel eingestuftten Arten sind auf mindestens einer der Roten Listen als stark gefährdet, gefährdet oder in der Vorwarnliste aufgeführt. Mit Bachstelze, Fitis, Goldammer und Grauschnäpper sind dies vier Arten der Vorwarnliste. Kleinspecht, Kuckuck, Sumpfrohrsänger und Wacholderdrossel werden regional für das Weserbergland als gefährdet eingestuft, der Kleinspecht gilt auch landesweit als gefährdet und der Kuckuck als stark gefährdet (GRÜNEBERG 2015, GRÜNEBERG 2017). Die beiden zuletzt genannten Arten wurden jeweils mit einem Brutpaar im Jahr 2018 nachgewiesen.

Dominiert wurde die Brutvogelgemeinschaft in beiden Untersuchungsjahren zum einen von Gehölze und Waldrandbereiche bewohnenden Arten, zum anderen fanden sich in den halboffenen Bereichen auch entsprechende Bewohner der halboffenen Kulturlandschaft. Zur ersten Gruppe zählt die Mönchsgrasmücke, die mit 12,5 (2017) bzw. 7,5 Papierrevieren (2018)

die häufigste Art darstellt. Mit Buntspecht, Grünspecht und Kleinspecht gehören auch drei Spechtarten zur Brutvogelfauna der Gehölzbestände. Der Kleinspecht wurde erstmals 2018 mit einem Papierrevier nachgewiesen.

Auffallend war bei einigen Arten die unterschiedliche Abundanz in beiden Untersuchungsjahren. Während der Zilpzalp 2017 mit elf Papierrevieren festgestellt wurde, waren es im Jahr 2018 lediglich vier. Diese Abundanzschwankungen könnten witterungsbedingt auf eine 2018 frühere und konzentriertere Periode der Territorialaktivitäten zurückzuführen sein. Das Frühjahr war 2018 durch eine trocken-warme, langanhaltende Witterungsperiode gekennzeichnet. Auch für die Mönchsgrasmücke und die Ringeltaube war 2018 eine gegenüber 2017 deutlich geringere Abundanz zu verzeichnen. Auch hier dürften Witterungsgründe verantwortlich sein. Habitatveränderungen, die für diese Abundanzschwankungen der gehölzbewohnenden Arten verantwortlich sein könnten, wurden 2017 und 2018 nicht beobachtet, auch war das Nahrungsangebot während der Brutperiode in 2018 mit dem im Jahr 2017 vergleichbar.

Die Brutvogelgemeinschaft der offeneren Bereiche der Lake wurde in beiden Untersuchungsjahren von der Dorngrasmücke dominiert, die jeweils mit 6 (2017) bzw. 5,5 (2018) Brutpaaren vertreten war. Der Sumpfrohrsänger fand sich 2017 mit vier Brutpaaren zum einen in den Hochstaudenbeständen am Weserufer, zum anderen besiedelte er die nicht beweideten Röhrichtbestände in der Flutrinne. Im Jahr 2018 war die Art lediglich mit einem Brutpaar in den Röhrichtbeständen der Flutrinne vertreten.

Auch für einige Arten, die nicht im Gebiet brüten, hat das Gebiet als Nahrungshabitat eine hohe Bedeutung. So wurden zur Brutzeit im Gebiet regelmäßig Arten wie Graugans, Graureiher, Kormoran, Rot- und Schwarzmilan sowie – wenn auch selten – Schwarzstorch beobachtet, die vor allem die Gewässer zur Nahrungsaufnahme aufsuchten. Die Rast- und Wintergastvogelbestände wurden gemäß der beauftragten Kartierung nicht gezielt erfasst. Dennoch ergeben die während der Brutvogel- und Libellenbegehungen gemachten Beobachtungen eine hohe Bedeutung des Gebietes auch für Durchzügler. So wurden zur jeweiligen Zugzeit Bekassine, Braunkehlchen, Flussuferläufer, Rotdrossel und Waldwasserläufer rastend im Gebiet beobachtet.

7.2.2.1 Entwicklungen nach den Renaturierungsmaßnahmen – Veränderungen der Avizönosen zwischen 1994 und 2018

Abbildung 89 zeigt die Anzahl der Papierreviere für die Brutvogelarten in den Untersuchungsjahren 1994, 1995, 1996, 1999, 2017 und 2018. Insgesamt war ein kontinuierlicher Anstieg der Artenzahlen für die Brutvögel von 7 im Jahr 1994 auf 11 im Jahr 1999 und 24 bzw. 27 in den Jahren 2017 und 2018 festzustellen. Ein Anstieg ist ebenfalls in der Revierabundanz zu beobachten. Waren es im Jahr 1994 insgesamt 19 Reviere, wurden 1999 bereits 61 und im Jahr 2017 fast 100 Reviere in dem 17,3 ha großen Gebiet festgestellt. Der Rückgang im Jahr 2018 auf 81,5 war vermutlich witterungsbedingt (s.o.).

Starke Veränderungen in der Zusammensetzung der Brutvogelgemeinschaft haben sich sowohl in den ersten Jahren nach Umsetzung der Maßnahmen als auch im Zeitraum zwischen 1999 und 2017/2018 ergeben.

Waren in den ersten Untersuchungsjahren vor allem Sumpfrohrsänger, Feldschwirl und Rohrammer vertreten, so konnten 2017 und 2018 die beiden zuletzt genannten Arten nicht mehr als Brutvögel festgestellt werden. Für den Sumpfrohrsänger war ein starker Rückgang zu beobachten.

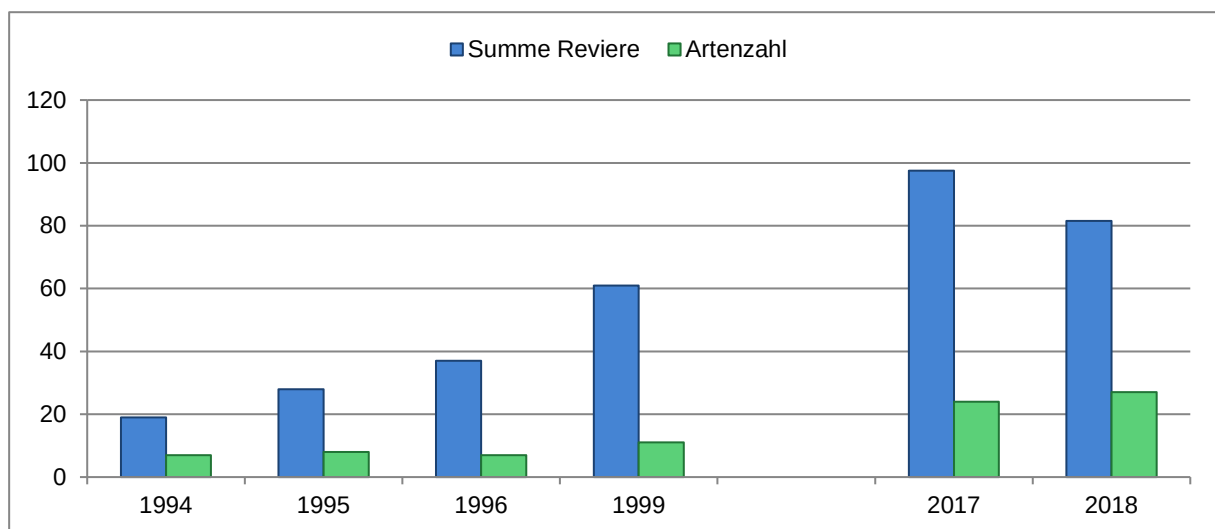


Abbildung 89: Artenzahl (rechte Säulen) und Anzahl der Papierreviere (linke Säulen) der Brutvögel im E+E-Gebiet „Lake“

Die Brutvogelgemeinschaft wurde 2017 und 2018 hingegen stark von Gehölze präferierenden Arten dominiert. Die Mönchsgrasmücke, die erstmals 1999 mit einem Brutpaar nachgewiesen wurde, war 2017 und 2018 mit 12,5 bzw. 7,5 Papierrevieren häufigste Art überhaupt, gefolgt von Kohlmeise und Zilpzalp, die in den 1990er Jahren niemals als Brutvogel festgestellt worden waren. Auch weitere Arten der Gehölzbereiche traten 2017 und 2018 in z.T. hohen Abundanzen auf, während sie in den 1990er Jahren noch nicht zur Brutvogelgemeinschaft des Untersuchungsgebietes gehörten.

Veränderungen der Lebensgemeinschaften und damit der Avifauna seit den Untersuchungen in den 1990er Jahren haben sich vor allem aus der Sukzession einerseits sowie der Nutzung als extensive Rinderweide seit etwa acht Jahren andererseits ergeben (vgl. 7.1.1, Tabelle 67). Ende der 1990er Jahre fanden sich im Gebiet insbesondere junge Weidengebüsche, ausgedehnte Brennnessel- und Springkrautbestände (*Urtica dioica*, *Impatiens glandulifera*) sowie verschiedene Röhrichtgesellschaften in den tiefsten Bereichen der Flutrinne. Charakteristische und häufig vertretene Arten waren hier zu dem Zeitpunkt Sumpfrohrsänger, Feldschwirl und Rohrammer.

Seitdem entwickelten sich die Weidengebüsche zu mittlerweile z.T. mehr als 20 m hohen Gehölzbeständen. In den höher gelegenen, nicht von Gehölzen dominierten Bereichen finden sich von Süßgräser-Beständen, Hochstaudenfluren und kleineren Brennnesselbeständen bewachsene Bereiche. Großflächige Brennnesselbestände finden sich nicht mehr. Etwa ein Drittel der Röhrichte in den tiefsten Bereichen der Flutrinne wurden von der Beweidung ausgenommen. Hier fanden sich 2017 noch zwei und 2018 lediglich ein Papierrevier des Sumpfrohrsängers, zwei Reviere lagen 2017 in Hochstaudenfluren am Weserufer. Der Rückgang der Art sowie das Fehlen von Feldschwirl und Rohrammer ist v.a. eine Folge des Rückgangs großflächiger Hochstaudenbestände insbesondere der Brennnessel, die im Oberwerraum bevorzugtes Bruthabitat v.a. für den Sumpfrohrsänger sind.

Eine starke Zunahme war hingegen bei den charakteristischen Arten der Wälder, Waldränder und größeren Gehölzbestände zu beobachten (s.o.). So fanden sich 2017 und 2018 bereits einige Arten, die für ihr Bruthabitat einen hohen Totholzanteil präferieren und somit eher typisch sind für Gehölzbestände mit größeren Stammstärken. So konnten für Buntsprecht und

Grünspecht in beiden Untersuchungsjahren jeweils mindestens ein und 2018 auch für den Kleinspecht ein Papierrevier ermittelt werden. Die mittlerweile mehr als 20 Jahre alten Gehölzbestände im Untersuchungsgebiet bieten auch diesen Arten somit bereits zusagende Lebensbedingungen.

Der erstmalige Nachweis der Nilgans im Jahr 2017 als Brutvogel im Untersuchungsgebiet ist auf die überregionale Ausbreitung der Art zurückzuführen und nicht auf Änderungen im Gebiet.

Entsprechend der Veränderungen der Brutvogelzönose ergibt sich auch eine Verschiebung des Anteils der unterschiedlichen Brutgilden in den jeweiligen Jahren bzw. Zeiträumen (Abbildung 90). Machten in den 1990er Jahren vor allem Stauden- und Bodenbrüter fast 90 % der Brutvogelgemeinschaft aus, so ging dieser Anteil 2017 und 2018 auf unter 30 % zurück. In dieser Gilde finden sich vor allem die Arten der offenen bzw. halboffenen Bereiche der Weiden und Flutrinnen wie Dorngrasmücke und Goldammer. Eine starke Zunahme gab es hingegen entsprechend der Gehölzentwicklung bei den Busch-, Baum- und Höhlenbrütern seit den 1990er Jahren. In den Untersuchungsjahren 2017 und 2018 dominieren die Buschbrüter, die etwa 40 % der Brutvogelgemeinschaft ausmachen. Baum- und Höhlenbrüter erreichten 2018 bereits einen Anteil von 35 %. Dieser Anteil dürfte sich bei einer weiteren Entwicklung der Gehölze in den nächsten Jahren weiter erhöhen.

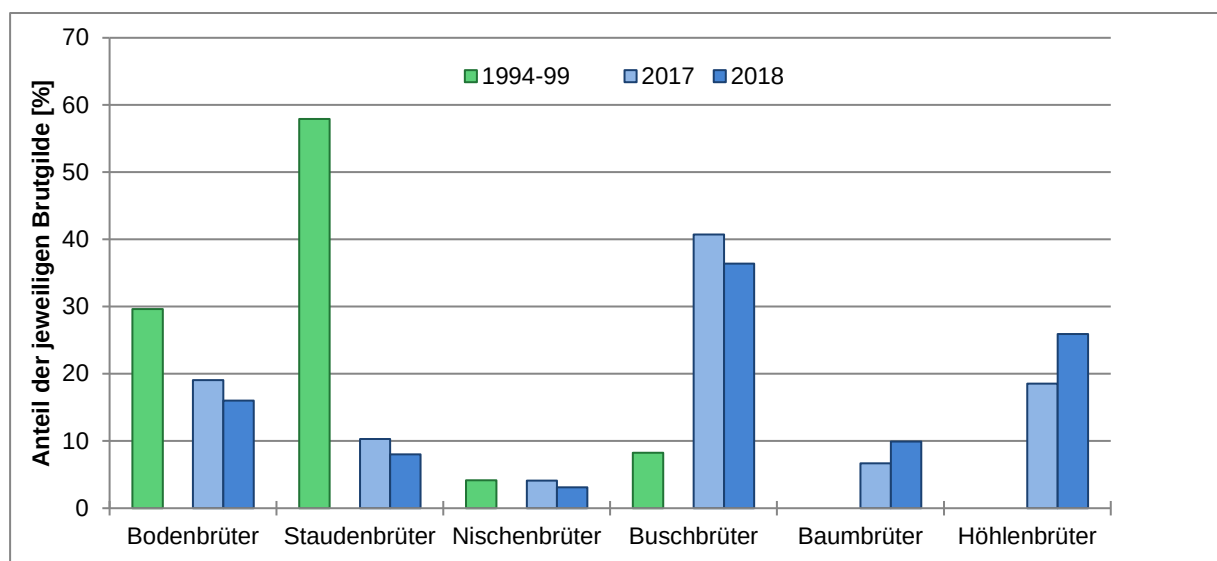


Abbildung 90: Anteil der jeweiligen Brutgilde an der gesamten Brutvogelgemeinschaft in den einzelnen Untersuchungszeiträumen und -jahren im E+E-Gebiet „Lake“ (bezogen auf die jeweilige Anzahl der Papierreviere)

7.2.3 Vergleich der Avizönosen der Lake mit den von Flade beschriebenen Brutvogelgemeinschaften

Von den bei FLADE (1994) für gebietstypische Biotoptypen der Lake – Uferbereiche von Fließgewässern, feuchte bis nasse Brachen und Sukzessionsflächen sowie Weidenwälder und Hartholz-Auenwälder – beschriebene Leitarten konnten bislang nur wenige im E+E-Gebiet „Lake“ als Brutvögel festgestellt werden.

Zu den im Weserbergland vorkommenden Arten, die FLADE (1994) für dynamische Gewässerufer des unteren Ober- sowie Mittellaufs größerer Flüsse angibt, gehören Eisvogel, Flussregenpfeifer und Uferschwalbe. Die beiden zuletzt genannten Arten kommen aktuell im

Oberweserraum ausschließlich in Kiesgruben mit entsprechenden Habitatstrukturen – offene Kiesflächen und größere, mindestens 2-3 m hohe Uferabbrüche – in jungen Sukzessionsstadien vor. Da diese Habitatstrukturen momentan nur noch sehr kleinflächig zu finden sind, sind diese Arten sehr selten und werden entsprechend für das nordrhein-westfälische Weserbergland als stark gefährdet eingestuft (GRÜNEBERG et al. 2017). Die durch die Regenerationsmaßnahmen ausgelösten dynamischen Prozesse reichen nicht aus, um die Bildung entsprechend großflächiger Strukturen in der Lake auszulösen, die den Arten als Lebensraum dienen. Hierzu bedarf es großflächiger Umlagerungsprozesse, die zum einen größere Steilwandabbrüche und zum anderen offene, während der Brutzeit zwischen April und Juni nicht überflutete Kiesinseln oder -bänke schaffen. Diese Strukturen dürften sich unter den momentanen Bedingungen am ehesten im Bereich des Weserufers bilden, wenn entsprechende Prozesse durch den Verzicht auf Uferverbauungen und Verzicht auf Geschiebeentnahme aus dem Fluss zugelassen werden. Momentan erfolgen aber Uferunterhaltungsmaßnahmen im Zuge der Wasserstraßenunterhaltung, die die Bildung solcher Strukturen aktuell verhindern.

Im Bereich des Weserseitengerinnes „Lake“ können sich solche Strukturen zukünftig nur bilden, wenn durch eine Uferwallabsenkung im stromaufwärts gelegenen Bereich der Flutrinne auch bereits bei Wasserständen nur wenig über Mittelwasser ein Einströmen des Weserwassers in die Flutrinne erfolgt.

Nach Aufgabe der Nutzung in der ersten Hälfte der 1990er Jahre bildeten sich ohne Beweidungseinfluss großflächig Hochstaudenfluren auf dem Werder und Röhrichte in der Flutrinne aus. Von den bei FLADE (1994) genannten Leitarten dieser Biotoptypen kamen vor allem in den ersten Jahren Feldschwirl, Teichrohrsänger und Neuntöter als Brutvögel vor. Für den ebenfalls als Leitart genannten Schlagschwirl, der im Weserbergland momentan seine westliche Verbreitungsgrenze hat (GRÜNEBERG et al. 2013), gibt es aus dem Zeitraum 2000-2005 mehrere Beobachtungen, die auf Brutverdacht in dem Zeitraum hindeuten. Von den lebensraumholden Arten gemäß FLADE (1994) kommen oder kamen außerdem die Dorngrasmücke und der Sumpfrohrsänger sowie als steter Begleiter die Rohrammer und die Amsel vor. Die Leitarten Feldschwirl und Teichrohrsänger konnten nach der Wiederaufnahme der Beweidung nicht mehr als Brutvögel festgestellt werden. Beim Feldschwirl ist der starke, überregionale Rückgang (GRÜNEBERG et al. 2013) zu berücksichtigen, der vermutlich die Hauptursache für das Verschwinden der Art in der Lake ist. Der Teichrohrsänger wurde nur in einem Jahr (1995) als Brutvogel nachgewiesen. Für ihn war die Ausbildung vertikaler Röhrichtstrukturen z.B. durch Schilf (*Phragmites communis*) auch vor der Wiederaufnahme der Beweidung zu kleinräumig für eine dauerhafte Besiedlung. Bei Arten wie Sumpfrohrsänger und Rohrammer dürften der Rückgang der Hochstaudenfluren und Röhrichtbestände im Bereich der Flutrinne nach Wiederaufnahme der Beweidung zum Rückgang bzw. zum Verschwinden beigetragen haben. Die Arten besitzen jedoch in der unmittelbaren Umgebung der Lake noch Brutvorkommen in höheren Dichten. Der Feldschwirl wäre vermutlich auch ohne Wiederaufnahme der Beweidung verschwunden, da die Dichte der Hochstaudenfluren ab den beginnenden 2000er Jahren zu hoch wurde. Der Neuntöter dürfte langfristig von der Beweidung profitieren, da sich hierdurch der Insektenreichtum des Gebietes aufgrund von Nahrungsangebot (Dung, Blütenstrukturen) und damit auch die Nahrungsverfügbarkeit für den Neuntöter deutlich erhöhen werden.

Von den für Weidenwälder genannten Leitarten nach FLADE (1994) wurde in der Lake lediglich der Kleinspecht nachgewiesen. Bemerkenswert ist das Fehlen der Leitart Gelbspötter, die in den Waldbereichen der Lake durchaus geeignete Bruthabitatbedingungen vorfinden dürfte. Mit einer zumindest jahrweisen Besiedlung dürfte zu rechnen sein. Die ebenfalls als Leitarten eingestuften Arten Pirol, Schlagschwirl und Beutelmeise kommen im

Oberweserraum naturraumbedingt nicht oder nur sehr selten vor.

Bislang wurden in der Lake von den zahlreichen bei FLADE (1994) als Leitarten der Hartholzauen genannten Arten Grauschnäpper, Kleinspecht, Kleiber, Gartenbaumläufer, Sumpfmeise und Grünspecht nachgewiesen. Viele wertgebende und seltene Arten wie Feldsperling, Pirol, Nachtigall, Mittelspecht und Grauspecht fehlen bislang. Die am nördlichen Rand des Gebietes durch das E+E-Vorhaben initiierten Hartholzauenbestände sind bislang vermutlich zu kleinflächig und noch zu jung, um von der für entsprechende Waldbestände charakteristischen Avizönose besiedelt zu werden.



Abbildung 91: links: Der Sumpfrohrsänger besiedelt im Oberweserraum bevorzugt Hochstaudenbestände vor allem aus der Brennnessel (*Urtica dioica*). Aktuell besiedelt die Art im E+E-Gebiet „Lake“ das Weserufer sowie nicht beweidete Bereiche der Flutrinne; rechts: Die extensive Beweidung – ab 2011 zunächst mit Schafen, ab 2012 mit Rindern – führt zu einer zunehmend differenzierten Vegetationsentwicklung mit einer hohen Strukturvielfalt sowohl in den von Gehölzen dominierten als auch in den offenen bis halboffenen Bereichen; Fotos: M. Lohr.

7.2.4 Fazit und Ausblick

Das ursprüngliche Leitziel der Auenregeneration im E+E-Gebiet „Weserseitenarm Lake“ war der Erhalt und die Wiederherstellung autotypischer Strukturen und Prozesse (GERKEN et al. 2002: 122). Dem Gebietscharakter entsprechend wurden als wesentliche Teilziele genannt:

1. Erhalt bzw. Erhöhung der Gewässervielfalt für Fische, Amphibien und Wirbellose durch Wiedervertiefung vorhandener Flutmulden und Erweiterung vorhandener Kleingewässer
2. Entwicklung eines großflächigen Auenwaldkomplexes mit eingestreuter extensiver Grünlandwirtschaft

Aussagen zum ersten Teilziel lassen sich aus Sicht der Avifauna kaum treffen. Für die Erfüllung der Habitatansprüche entsprechender Wasservögel sind die entstandenen Gewässer zu klein. Eine Bewertung der entstandenen Gewässervielfalt wird im Abschlussbericht zu den libellenkundlichen Untersuchungen vorgenommen.

Die Entwicklung von Auenwald ist nach nunmehr fast 25 Jahren insgesamt als positiv zu bewerten. Die Avizönose weist einen relativ hohen Anteil baum- und höhlenbewohnender Arten auf. Weichholzauen-Bestände haben sich insbesondere in den Flutrinnenbereichen sowie direkt benachbart relativ rasch eingestellt. Die Entwicklung von Baumbeständen, die einen für größere Höhlenbauer wie z.B. Schwarzspecht als Lebensraum dienen können, werden jedoch noch einige Jahrzehnte in Anspruch nehmen.

Die Förderung hoher Morpho- und Hydrodynamik unterliegender Lebensräume, von denen insbesondere Arten von Pionierlebensräumen profitieren, konnte hingegen nur sehr kleinräumig erreicht werden. Vogelarten von Lebensräumen, die einer starken Auendynamik unterliegen, wie z.B. Flussregenpfeifer oder Uferschwalben konnten sich erwartungsgemäß nicht etablieren. Eine stärkere Durchströmung durch Absenkung der Uferwälle und eine dadurch ausgelöste Erhöhung der Überflutungsdynamik konnte im Rahmen der Maßnahmen der 1990er Jahre nicht angestoßen werden, da es zum damaligen Zeitpunkt entsprechende Restriktionen durch die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung gab.

Eine Modifizierung der ursprünglichen Ziele wurde durch die Einführung einer Weidenutzung im Gebiet ab dem Jahr 2011 vorgenommen. Insgesamt hat sich die Beweidung positiv auf die Vielfalt der Brutvogelgemeinschaft ausgewirkt, wenngleich einige Arten der Hochstauden und Röhrichte zurückgegangen sind. Folgende Aspekte und Auswirkungen der Beweidung auf die Avifauna sind dabei festzustellen:

- deutliche Erhöhung des Nahrungsangebotes insbesondere für Insektenfresser durch die Entwicklung blütenreicher Säume und Waldrandstrukturen, die sich aus zuvor nach Aufgabe der Nutzung zu eher blütenarmen Brachestadien entwickelt hatten
- Erhöhung der Insektendichte und damit Nahrungsverfügbarkeit auch durch das Angebot an Dung
- Förderung einer Entwicklung strukturreicherer, vor allem stärker differenziert geschichteter Auenwaldbestände, die insgesamt mehr Vogelarten zusagende Habitatbedingungen bieten

Außerdem dürfte die Beweidung mittel- bis langfristig durch Verbiss zu einem deutlich erhöhten Angebot an Totholz und Höhlenstrukturen führen. Insbesondere Baum- und Höhlenbrüter dürften von diesen Entwicklungen profitieren.

Folgende Maßnahmen sollten in den nächsten Jahren im Sinne einer Optimierung der Auenentwicklung im E+E-„Gebiet Weserseitenarm Lake“ vorgenommen werden:

- der Beweidungseinfluss sollte durch das jährweise Auszäunen unterschiedlicher Bereiche der Flutrinne und des Weserufers weiter modifiziert werden, so könnten jährweise etwa ein Drittel der Flutrinne von der Beweidung ausgenommen werden und diese Flächen im Sinne einer Rotationsnutzung jährweise wechseln; hierzu sind die Bewirtschafter einzubeziehen und durch eine entsprechende Förderung ist deren Mehraufwand auszugleichen
- Absenkung des Uferwalls des Weserhauptgerinnes im Bereich des Einlaufs der Flutrinne, so dass eine oberstromige Anbindung an die Weser bereits bei kleineren Hochwassern erfolgt
- Rückbau bzw. Nicht-Erneuerung von Ufersicherungsmaßnahmen am Weser-Hauptgerinne
- durch beide Maßnahmen kann die Morphodynamik sowohl am Weser-Hauptgerinne als auch in der Flutrinne erhöht und somit Pionier-Lebensräume gefördert werden beide Maßnahmen sollten überregional mit anderen Auen-Regenerationsmaßnahmen vor allem im Zusammenhang mit der Umsetzung des Bundesprogramms „Blaues Band“ (www.blaues-band.bund.de) erfolgen.

7.3 Amphibien

BEARBEITUNG: RALF LIEBELT – BÜRO FÜR ÖKOLOGIE UND LANDSCHAFTSPLANUNG

7.3.1 Methode

Zur Erfassung der Amphibien an den sieben Gewässern (Abbildung 92) waren unterschiedliche Methoden nötig. Grasfrösche wurden v.a. durch Zählung der Laichballen am Tage kartiert. Die Erfassung der Erdkröten erfolgte durch die Beobachtung des Laichgeschehens und durch die Suche nach Laichschnüren. Wasserfrösche wurden durch Sichtbeobachtungen (bei Tage) und Verhören der Balzrufe (bei Tage und in warmen Nächten) gezählt. Zur Erfassung der Molche kamen verschiedene Molchreusen zum Einsatz. Daneben wurde bei Nacht mit einer Taschenlampe in den Gewässern geleuchtet.

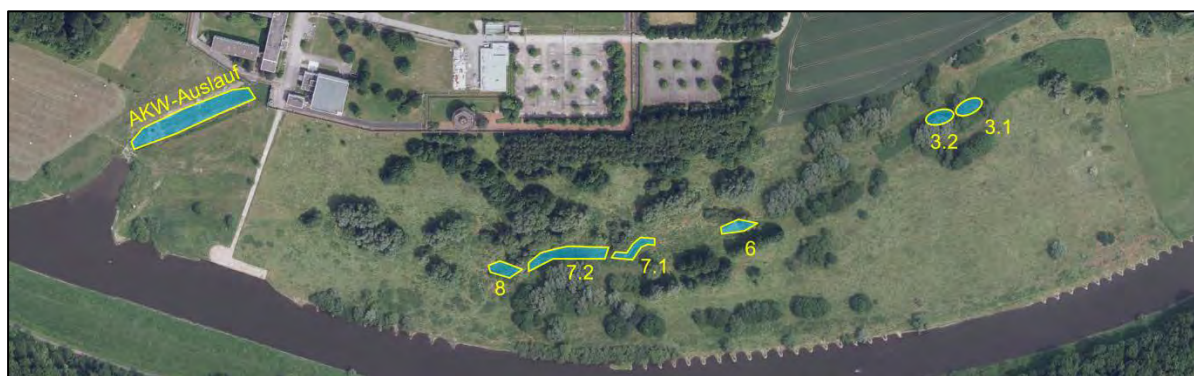


Abbildung 92: Amphibien-Untersuchungsgewässer an der Lake im Jahr 2017 (© Geobasis.NRW)

7.3.2 Ergebnisse

Bei den Gelände-Erfassungen in den Jahren 2017 und 2018 wurden an der Lake mit Teichmolch, Erdkröte, Grasfrosch, Seefrosch und Teichfrosch insgesamt fünf Amphibienarten gefunden (Tabelle 72). Nach den Roten Listen von Deutschland (KÜHNEL et al. 2009) und Nordrhein-Westfalen (SCHLÜPMANN et al. 2011) sind danach alle fünf Arten ungefährdet.

Tabelle 72: Amphibien-Arten und -Individuen an der Lake 2017 und 2018 je Gewässer, Ad. = Adulte, Rf. = Rufer, Sem. = Semiadulte, Lb. = Laichballen, Lv. = Larven

Gewässer	3.1		3.2		6		7.1		7.2		8		AKW	
Jahr	2017	2018	2017	2018	2017	2018	2017	2018	2017	2018	2017	2018	2017	2018
Teichmolch	105	5	19	37 Lv.	5	9 Lv.	7	Lv	11	8 Lv.			3	1 Lv.
Erdkröte			2		5	13	1		3				3 Lv.	3 Lv.
Grasfrosch					1		1						5 Lb, Lv.	4 Lb.
Seefrosch					1				3 Lv.					5 Lv.
Teichfrosch	2	3	5		5	5	3		7 Lv.		5		10 Lv.	25 Lv.

Die artenreichsten Gewässer waren hiernach mit fünf Arten das Gewässer Nr. 6 und das

AKW-Auslauf-Gewässer. Je vier Arten wurden in den Gewässern 7.1 und 7.2 gefunden. Das Gewässer 8 war mit nur einer Art das artenärmste.

Die Art mit den meisten Fundpunkten (Gewässern) war der Teichfrosch mit Funden in allen sieben Gewässern, gefolgt vom Teichmolch, der an sechs Gewässern gefunden werden konnte. Etwas seltener war die Erdkröte, für die an fünf Gewässern eine Besiedelung festgestellt wurde. Grasfrosch und Seefrosch konnten an drei Gewässern beobachtet werden. Fortpflanzungs-Nachweise (Larven und Laichballen) gelangen für alle Arten, wobei eine Bestimmung der Wasserfrosch-Larven nicht möglich war, aber für beide „Arten“ angenommen werden kann. Die Nachweise je Gewässer gehen aus Tabelle 72 hervor.

Die größten Individuenzahlen des Teichmolches wurden mit 105 Molchen im Jahr 2017 in Gewässer 3.1 nachgewiesen. Die Erdkröte hatte ihren größten Bestand mit 13 Adulten im Jahr 2018 in Gewässer 6. Vom Grasfrosch konnten maximal im Jahr 2018 5 Laichballen im AKW-Auslauf-Gewässer gezählt werden. Nachweise des Seefrosches gelangen nur im Jahr 2018, vor allem im AKW-Auslauf-Gewässer mit 10 Rufern, wo auch die meisten Teichfrosch-Individuen (25 Rufer) gezählt wurden.

In den Molchreusen wurden im Jahr 2018 regelmäßig Fische (Bitterlinge) gefangen, z.T. in sehr großen Anzahlen. Beim Keschern gelangen in einigen Gewässern auch Nachweise von Dreistacheligen Stichlingen.

7.3.3 Diskussion

Die Artenzahl liegt mit fünf Arten etwa im mittleren Bereich, wenn man zum Vergleich die Artenzahlen der Untersuchungen der Jahre 1989 bis 1999 (GERKEN et al. 2001b) zugrunde legt: Damals wurden in den insgesamt acht Untersuchungsgebieten minimal drei und maximal zehn Arten gefunden, wobei in fünf Gebieten vier Arten vorkamen.

Die Bestandsgrößen nach FISCHER & PODLOUCKY (1997) waren für die gesamte Lake je nach Art unterschiedlich groß: Während vom Teichmolch mit maximal 143 Adulten ein großer Bestand und vom Teichfrosch mit maximal 40 Rufern ein mittelgroßer Bestand nachgewiesen wurde, wurden die Bestände von Erdkröte, Grasfrosch und Seefrosch als klein eingeschätzt (siehe Tabelle 73). An der Lake wurden in den Jahren 2017 und 2018 keine nach den Roten Listen gefährdeten Arten festgestellt.

Tabelle 73: Maximal festgestellte Bestandsgrößen an der Lake insgesamt in den Jahren 2017/2018 und artspezifische Bestandsgrößen nach FISCHER & PODLOUCKY (1997), Ad. = Adulte, Rf. = Rufer, Lb. = Laichballen

	Teichmolch	Erdkröte	Grasfrosch	Seefrosch	Teichfrosch
Summe	143 Ad.	20 Ad.	5 Lb.	9 Rf.	40 Rf.
Bestandsgröße	hoch	klein	klein	klein	mittel

7.3.3.1 Teichmolch

In beiden Jahren konnten an der Lake Mengen an Teichmolchen gefangen werden, die nach FISCHER & PODLOUCKY (1997) für die Lake insgesamt jedes Jahr als „großer Bestand“ eingeschätzt werden können. Die beiden direkt nebeneinander liegenden Gewässer 3.1 und 3.2 waren dabei die Gewässer mit den höchsten Individuenzahlen. Während im Jahr 2017 das Gewässer 3.1 die höchsten Individuenzahlen erreichte, war es im Jahr das Gewässer 3.2.

Die extrem hohen Zahlen vom 31.5.2017 in Gewässer 3.1 wurden wegen der intensivierten Suche nach Kamm- und Fadenmolchen durch eine sehr hohe Zahl an Molchreusen erreicht (siehe Zwischenbericht (LIEBELT 2017)). Von der Vegetationsstruktur her gleichen sich diese beiden Gewässer, sie haben beide eine ausgedehnte Röhrlichtzone aus Wasserschwaden und eine mittlere Deckung mit Dreifurchiger Wasserlinse (*Lemna trisulca*). Außerdem hält sich der Wasserstand in diesen Gewässern im Vergleich zu anderen Gewässern der Lake hier länger. Die Gewässer 7.1 und 7.2 sind von der Vegetation her ähnlich strukturiert, trockneten aber in beiden Jahren so schnell aus, dass schon Ende Mai fast kein Wasser mehr vorhanden war (Abbildung 93). Wahrscheinlich werden diese Gewässer von Molchen weniger besiedelt, weil sie in den meisten Jahren so schnell austrocknen, dass eine Larven-Entwicklung nur eingeschränkt möglich ist. Nach GÜNTHER (1996) benötigt der Teichmolch 6-12 Wochen zum Abschluss der Larvalzeit.



Abbildung 94: Gewässer 3.2 am 21.5.2018 mit großer zusammenhängender Wasserfläche; Foto: R. Liebelt



Abbildung 93: Gewässer 7.2 am 21.5.2018 mit kleiner Restwasserfläche; Foto: R. Liebelt

7.3.3.2 Seefrosch

Der Seefrosch konnte nur im Jahr 2018 nachgewiesen werden. Er war mit rufenden Adulten insbesondere im AKW-Auslaufgewässer zu finden, aber auch an den Gewässern 7.2 und 6. Obwohl das Jahr 2018 insgesamt ein sehr trockenes Jahr war, lagen die Wasserstände an den Gewässern der Lake in diesem Jahr bis Mitte Mai höher als im Jahr 2017. Während im Jahr 2017 die Gewässer 7.2 und das AKW-Gewässer schon Anfang Mai so weit ausgetrocknet waren, dass keine großen Wasserflächen mehr vorhanden waren, waren beide Gewässer im Jahr 2018 zu gleicher Zeit noch auf ganzer Fläche mit Wasser gefüllt, so dass sich hier große, vegetationsreiche Wasserflächen (v.a. Rohrglanzgras und Wasserschwaden) bilden konnten. Dies ist eine Voraussetzung für die Bildung von größeren Grünfrosch-Laichgemeinschaften. Die Gewässer 3.1., 3.2, 7.1 und 8 sind für den Seefrosch, der größere Gewässer bevorzugt, offenbar zu klein und bilden zur Laichzeit keine vegetationsreichen Strukturen in der Wasserfläche aus.

7.3.4 Teichfrosch

Teichfrösche wurden über beide Jahre hinweg in allen Gewässern nachgewiesen, auch in fast allen Gewässern wurden rufende Adulte festgestellt (Ausnahme: Gewässer 7.1). Zur Fortpflanzung geeignet sind die Gewässer 3.1, 3.2, 6, 7.2 und der AKW-Auslauf, je nach jahresweise unterschiedlicher Entwicklung der Wasserstände variierend. Den größten Bestand erreichte er im Jahr 2018 im AKW-Auslauf-Gewässer mit geschätzten 25 Rufern. Aber

auch im Gewässer 7.2 konnte im Jahr 2018 im Gegensatz zum Vorjahr eine Rufgemeinschaft festgestellt werden. Die Lebensraum-Bedingungen für den Teichfrosch gleichen denen vom Seefrosch. So kann auch für den Teichfrosch gesagt werden, dass im Jahr 2018 aufgrund höherer Wasserstände und dichter Vegetationsstruktur der Laichgewässer günstigere Laichbedingungen vorhanden waren.

7.3.4.1 Grasfrosch

Vom Grasfrosch wurde in beiden Jahren nur im AKW-Auslaufgewässer mit fünf bzw. vier Laichballen eine geringe Menge an Laich gefunden. Während sich der Laichplatz im Jahr 2017 am Südwest-Ende befand, laichten die Grasfrösche im Jahr 2018 am weit entfernten Nordost-Ende. Die Wasserstände an der Lake waren im April und Mai 2018 deutlich höher als im Jahr 2017, sodass geeignete Laichplätze mit etwas ausgedehnten Flachwasser-Bereichen in den beiden Jahren an unterschiedlichen Stellen zu finden waren. Im Jahr 2017 stand der im Jahr 2018 genutzte Bereich gar nicht unter Wasser, der im Jahr 2017 genutzte Bereich war im Jahr 2018 aufgrund des höheren Wasserstandes als relativ steiles Ufer ausgeprägt.

Die Einzelfunde von (semi)adulten Grasfröschen in Gewässer 7.1 (2017) und 6 (2018) im April zeigen, dass der Grasfrosch sich neben dem AKW-Auslaufgewässer grundsätzlich auch in anderen Bereichen der Lake aufhält. Die Gewässer der Flutrinne Lake dürften mit ihren teilweise pflanzenreichen Flachufern zumindest in geringem Umfang als Laichplatz für den Grasfrosch geeignet sein. Auch die umgebenden Landlebensräume im näheren Umfeld der Lake (bis etwa 300 m um alle Gewässer – v.a. die eigentlichen Projektflächen) mit beweidetem Grünland, Hochstaudenfluren, reichlich angeschwemmtem Totholz, Baumgruppen und kleineren Feldgehölzen stellen einen gut geeigneten Landlebensraum dar. Von daher hätte die Lake ein Potential für einen etwas größeren Grasfrosch-Bestand. Andererseits sind die Landlebensräume in weiterer Entfernung (bis etwa 800 m nach BLAB 1986) eher wenig geeignet. Negativ wirken sich die Begrenzung durch die Weser, einer Straße, sowie suboptimale Habitate wie Ackerflächen und versiegelte Bereiche aus. Der hohe Anteil von Äckern und versiegelten Flächen im großräumigen Bereich der Weseraue an der Lake bewirkt offenbar wie auch im bundesweiten Trend (GEIGER et al. 2018a), LFA FELDHERPETOLOGIE UND ICHTHYOFAUNISTIK (2018)) einen starken Rückgang dieser Art auch an der Lake.

Ein weiterer, generell erheblicher Gefährdungsfaktor für den Grasfrosch an der Lake ist der Waschbär, da Waschbären im Kreis Höxter sehr zahlreich vorkommen und durch Fraßdruck bei der Laichwanderung und während des Laichgeschehens Grasfroschbestände langfristig sehr stark verringern können (BEINLICH 2012). Da in beiden Jahren nur sehr geringe Zahlen an Laichballen gefunden werden konnten, dürfte die ungünstige Witterung in der Phase der Laichplatz-Hinwanderung im Jahr 2017 keine entscheidende Rolle spielen.

7.3.4.2 Erdkröte

Von der Erdkröte wurde an der Lake in den Jahren 2017 und 2018 insgesamt ein sehr kleiner Bestand festgestellt. Nach FISCHER & PODLOUCKY (1997) wird eine Anzahl von bis zu 70 Tieren als ein kleiner Bestand angesehen, an der Lake wurden maximal 20 Adulte nachgewiesen. Larven oder Laich wurden zwar nur im AKW-Auslauf-Gewässer gefunden, in Gewässer 6 ist der Laichplatz allerdings nicht gut einsehbar. Die dort im Jahr 2018 gezählten 13 Individuen laichten höchstwahrscheinlich an den ins Wasser ragenden Weidenzweigen, so dass Laichschnüre nicht erfasst werden konnten.

Von der Habitatstruktur her gesehen waren im Jahr 2017 insbesondere die Gewässer 3, 6, und der AKW-Auslauf als Fortpflanzungs-Gewässer geeignet, im Jahr 2018 auch das Gewässer 7.2. An fast allen diesen Gewässern war bis zum Ende der Larval-Zeit nach ca. 2-3 Monaten (vgl. GÜNTHER 1996) genügend Wasser vorhanden, in Gewässer 7.2 dagegen nicht. Außerdem fanden sich an den Ufern genügend Strukturen zum Anheften der Laichschnüre wie z.B. dünne Zweige oder Röhricht. Die Laichgewässer der Lake bieten also grundsätzlich Potential für einen größeren Erdkröten-Bestand. Auch die Landlebensräume in näherer Umgebung wären geeignet, dass sich ein größerer Bestand bilden könnte.

Große Bestände können sich allerdings nur bilden, wenn die Landlebensräume großräumig geeignet sind. Gerade bei der Erdkröte, die mit einem nach BLAB (1986) geschätzten Jahreslebensraum von ca. 2.200 Meter um das Laichgewässer einen sehr großen Aktionsradius hat, sind großräumig gute Bedingungen im Landlebensraum (v.a. Wälder, extensives Grünland, Brachen) mitentscheidend für die Entwicklung einer großen Population. Dies ist im größeren Umfeld der Lake mit zu hohem Anteil an Äckern und Siedlungen nicht gegeben. Hinzu kommt, dass an der Lake nur relativ kleine Gewässer mit relativ stark schwankendem Wasserstand vorhanden sind. Die Erdkröte bevorzugt dagegen größere Gewässer mit wenig schwankendem Wasserstand (GÜNTHER 1996). Die etwa einen Kilometer entfernten Kiesgruben-Gewässer entsprechen eher dem Habitatschema der Erdkröte, so dass sich der Großteil der Erdkröten dieses Landschaftsraumes wahrscheinlich in den Kiesgruben fortpflanzt.

7.3.5 Vergleich mit dem E+E-Projekt

Im Vergleich der Daten der Jahre 2017 und 2018 mit den Untersuchungen aus dem E+E-Projekt in den 1990er-Jahren (GERKEN et al. 2001b) fällt die gesunkene Artenzahl auf (siehe Tabelle 74). Während in den 1990er Jahren sieben Arten festgestellt werden konnten, waren es in den Jahren 2017 und 2018 nur vier bzw. fünf Arten. Insbesondere fehlten in den letzten beiden Jahren Kamm- und Fadenmolch. Trotz Erhöhung der Molchreuzenzahl pro Gewässer im Jahr 2018 konnten beide Arten nicht gefunden werden, so dass man davon ausgehen muss, dass diese Arten an der Lake derzeit nicht vorkommen.

Tabelle 74: Amphibien-Arten an der Lake in den Jahren 1992-1999 und 2017/2018

	1992-1999	2017	2018
Kammolch	x	-	-
Fadenmolch	x	-	-
Teichmolch	x	x	x
Erdkröte	x	x	x
Seefrosch	x	-	x
Teichfrosch	x	x	x
Grasfrosch	x	x	x
Artenzahl	7	4	5

Der **Kammolch** bevorzugt nach GÜNTHER (1996) mittelgroße bis größere Gewässer ab 150 m² mit ausreichender Tiefe (ab 50 cm). Außerdem sind Unterwasserpflanzen und ein höchstens geringer Fischbestand von hoher Bedeutung für geeignete

Fortpflanzungsgewässer. Eine ausreichende Gewässergröße ist an der Lake an den Gewässern 3, 6, 7 und am AKW-Auslauf prinzipiell gegeben (Abbildung 95). Unterwasserpflanzen waren zur Laichzeit an diesen Gewässern zwar nur in geringer Deckung vorhanden, dürften aber genügend vorhanden sein, um als Fortpflanzungs-Habitat in Frage zu kommen. Im Jahr 2018 wurden in den Molchreusen und beim Keschern Kleinfische gefangen. Insbesondere Bitterlinge kamen in manchen Gewässern in sehr hoher Zahl vor, daneben auch Dreistachelige Stichlinge. Mit weiteren Fischarten, die als Prädatoren für Kammolche in Frage kommen, wie Hecht und Barsch, ist in den Flutrinnen-Gewässern generell zu rechnen, da zeitweise eine Verbindung zur Weser besteht. Aussagen über deren Aufenthaltszeiten und Bestandsgrößen als Anhaltspunkt für den Fraßdruck auf Kammolche sind wegen fehlender Daten allerdings nicht möglich.

Geht man beim Kammolch von einer Haupt-Laichzeit im April und einer durchschnittlich drei Monate dauernden Larvalzeit aus (GÜNTHER 1996), bedeutet dies, dass die Gewässer bis zum Juli nicht austrocknen dürfen. Diese Bedingung ist an den Gewässern der Lake in manchen Jahren gegeben, in manchen dagegen nicht, wie im extrem trockenen Jahr 2018. Der Kammolch ist allerdings in seiner Laichzeit und Larven-Entwicklungsdauer so flexibel, dass eine Anpassung an die stark schwankenden Wasserstandsverhältnisse an der Lake eigentlich möglich sein müsste (GÜNTHER 1996). Auch an austrocknende Gewässer ist der Kammolch angepasst, da er jährweise Ausfälle der Fortpflanzung kompensieren kann und Fressfeinde durch Gewässer-Austrocknung vermindert werden (ARBEITSKREIS AMPHIBIEN UND REPTILIEN NRW (2011)).



Abbildung 95: Gewässer 3.2 am 7.7.2017 bei flachem Wasserstand (ca. 10 cm) und hoher Deckung mit Unterwasser-Vegetation; potentiell Fortpflanzungsgewässer des Kammolches; Foto: R. Liebelt

vermindert werden (ARBEITSKREIS AMPHIBIEN UND REPTILIEN NRW (2011)). Die Landlebensräume sind an der Lake im für den Kammolch bedeutenden näheren Umfeld mit extensivem Grünland, Hochstauden, Äckern und Gehölzen gut geeignet.

Insgesamt hat die Lake als Jahreslebensraum mit Laichgewässern und Landlebensräumen also genügend Potential für das Vorkommen von Kammolchen. Die Gründe für den fehlenden Nachweis in den letzten Jahren bleiben eher unklar. Mögliche Faktoren sind wahrscheinlich in ihrer Summe: Die zeitweise zu starke Austrocknung der Gewässer, zeitweise hoher Bestand an Raubfischen und die großräumige Isolierung der Lake von benachbarten Kammolch-Gewässern.

Der **Fadenmolch** wurde nur in den 1990er Jahren gefunden. Bei den damaligen E+E-Untersuchungen wurde er wie der Kammolch nur an der Lake und am Heiligenberg bei Bodenwerder gefunden. Er gehörte mit zwei Fundpunkten zu den seltenen Arten. Während der Fundort am Heiligenberg mit seinen durch Bäche gespeisten Tümpeln in Waldnähe zu den vom Fadenmolch besonders bevorzugten Lebensräumen gehört (ARBEITSKREIS AMPHIBIEN UND REPTILIEN NRW 2011), waren die Kleingewässer an der Lake in den 1990er Jahren voll besonnt, fernab von Wäldern gelegen und ohne Anschluss an Fließgewässer. Sein damaliges Vorkommen erklärt sich durch die Fähigkeit zur Anpassung auch an weniger optimale Gewässer wie an der Lake. Auch der fehlende Nachweis in den Jahren 2017/2018 dürfte damit zusammenhängen, dass die Lake-Gewässer und die umgebenden Landlebensräume nicht zu den bevorzugten Lebensräumen des Fadenmolches gehören.

Zum **Grasfrosch** liegt in GERKEN et al. (2001a) eine interessante Beschreibung der flachen Flutrinnen-Gewässer als Laichhabitat vor:

„...Laich und Kaulquappen waren daneben auch in großflächig, aber flach überschwemmten Bereichen zu finden, die vor allem an der Lake oft noch bis in den Mai hinein fußhoch überstaut waren...“

Während solche Flutrinnen im Jahr 2017 schon recht früh austrockneten, waren sie Ende April 2018 noch reichlich mit Wasser gefüllt. Dennoch wurden an solchen Flutrinnen im Jahr 2018 keine Laichballen gefunden. Auch der Einsatz von Molchreusen brachte hier keine Nachweise. Während an der Lake also in manchen Jahren solche potentiellen Grasfrosch-laichplätze vorhanden sind, werden sie offensichtlich aufgrund des bundesweit starken Rückgangs dieser Art nicht genutzt.

Zahlen über Laichballen-Bestände des Grasfrosches an der Lake in den 1990er Jahren liegen nicht vor, lediglich qualitative Angaben über Laich oder Larven. Allerdings ist dokumentiert, in wie viel Gewässern diese Fortpflanzungs-Nachweise pro Jahr gefunden wurden (Tabelle 75). Daran ist ersichtlich, dass die Zahl der Fortpflanzungsgewässer im Laufe der Jahre zunahm und stark schwankte. Im Vergleich zu den Jahren 2017/2018 pflanzte sich der Grasfrosch also in wesentlich mehr Gewässern fort als heute, wo nur das AKW-Gewässer als Laichgewässer genutzt wurde. Die flachen Flutrinnen waren im Jahr 2017 zu trocken, im Jahr 2018 konnten bei geeigneter Wassertiefe keine Laichballen gefunden werden. Der Bestand des Grasfrosches an der Lake ist damit deutlich zurückgegangen.

Tabelle 75: Gewässerzahl mit Grasfrosch-Laich oder -Larven 1993-1999 (Gerken et al. 2001b)

	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
Gewässeranzahl	0	1	1	3	2	5	2

Der Vergleich der Bestände von **See- und Teichfröschen** kann nur annähernd erfolgen, da in den 1990er Jahren alle männlichen und weiblichen adulten Grünfrösche zusammen ermittelt wurden (GERKEN et al. 2001a), in den Jahren 2017/2018 dagegen rufende Männchen getrennt nach beiden Arten. Geht man nach ARBEITSKREIS AMPHIBIEN UND REPTILIEN NRW (2011) davon aus, dass maximal nur 25-50% der Männchen gleichzeitig rufen, kann anhand dieses Richtwertes die Zahl der Adulten vorsichtig geschätzt werden. In den Jahren 2017/18 wurden insgesamt 23 bzw. 49 Rufer ermittelt. Geht man von etwa einem Drittel Rufer aus, so ergibt sich für die Jahre 2017/18 eine Größenordnung für adulte Grünfrösche, die in dem Bereich liegt, in dem die Bestände in den 1990er Jahren schwankten (Tabelle 71).

Tabelle 76: Gesamtzahlen der adulten Grünfrösche 1989-1999 (Gerken et al. 2001b)

Jahr	1989	1990	1994	1995	1996	1997	1998	1999
Gesamtzahl	24	24	173	140	155	90	135	126

Ein Vergleich der **Erdkröten**-Bestände ist nicht möglich, da in den 1990er Jahren Kaulquappen geschätzt und in den Jahren 2017/2018 Adulte im Laichgewässer gezählt wurden. Ähnliches gilt für den **Teichmolch**, da in den 1990er Jahren keine quantitativen Angaben gemacht wurden (GERKEN et al. 2001b).

7.3.6 Erfolgskontrolle

Gerade die Entwicklung der **Kammolch**-Bestände sollte bei der Erfolgskontrolle besonders berücksichtigt werden, da diese die einzige bisher an der Lake nachgewiesene gefährdete Amphibien-Art ist (nach Roter Liste Nordrhein-Westfalen „gefährdet“ (SCHLÜPMANN et al. 2011)). Der Kammolch konnte schon in den 1990er Jahren nur sporadisch an der Lake nachgewiesen werden. Dies lag sicherlich zum einen an der relativ schwierigen Erfassbarkeit dieser Art. Da die Art aber auch nach dem E+E-Projekt von BEINLICH (mdl.) an der Lake nur sehr selten nachgewiesen wurde und in den Jahren 2017/2018 nicht beobachtet werden konnte, kann man davon ausgehen, dass der Kammolch die Lake seit Beginn der Untersuchungen nur unregelmäßig und gering besiedelt. Er hätte eigentlich von den damaligen Gewässer-Neuanlagen profitieren sollen, da diese vergrößert und vertieft wurden. Dies führte nach den aktuellen Ergebnissen aber nicht dazu, dass sich eine stabile Population an der Lake aufbauen konnte. Insofern können die Maßnahmen für den Kammolch nicht als Erfolg gewertet werden.

Der **Fadenmolch** gehörte bei den Untersuchungen von GERKEN et al. (2001a) zu den seltenen Arten. Er ist im Weserbergland nicht typisch für wärmegeprägte Auentümpel ohne Waldanschluss. Eindrucksvoll belegt wird dies anhand der Zahlen eines der wahrscheinlich größten Amphibienvorkommen in Nordrhein-Westfalen am Taubenborn bei Höxter (ARBEITSKREIS AMPHIBIEN UND REPTILIEN NRW 2011), einer Randsenke der Weseraue. Dort wurden die Bestände der vier Molcharten anhand von Amphibien-Fangzäunen wie folgt eingeschätzt:

- Teichmolch: ca. 25.000
- Bergmolch: ca. 8.000
- Kammolch ca. 1.500
- Fadenmolch ca. 275

Der fehlende Nachweis dieser Art an der Lake seit den Untersuchungen der 1990er Jahre muss strenggenommen als Verlust gewertet werden, da die Artenvielfalt hiermit reduziert ist und seine Anwesenheit in solchen Auenlandschaften ein Indiz für eine höhere Biotop- und Gewässervielfalt wäre. Andererseits kann in einem relativ kleinen Ausschnitt einer Auenlandschaft mit artspezifisch suboptimalen Voraussetzungen wie an der Lake nicht unbedingt mit dem Auftreten des Fadenmolches gerechnet werden.

Der **Teichmolch** pflanzt sich nach den Daten der Jahre 2017/2018 in fast allen untersuchten Gewässern fort. Insgesamt kann die Population an der Lake als ein hoher Bestand eingeschätzt werden. Da die Reproduktion insbesondere in den Gewässern stattfindet, die in den 1990er Jahren angelegt wurden, können diese Maßnahmen für den Teichmolch als Erfolg gewertet werden.

Bei der **Erdkröte** ist anhand der Entwicklung der Erdkröten-Kaulquappenzahlen in den 1990er Jahren ein deutlicher Anstieg der Reproduktion dokumentiert, allerdings ohne Zahlen-Angaben über Adulte. Die Erdkröte hat damals nach GERKEN et al. (2001a) von der Entwicklung der Hochstaudenfluren, Gehölze und Treibholz-Ansammlungen profitiert. In allen Gewässern, die in den 1990er Jahren zur Laichzeit einen Wasserstand von mehr als ca. 30 cm hatten, laichte die Erdkröte damals ab (GERKEN ebd.). Insofern waren die damaligen Maßnahmen als Erfolg zu werten. Dass sich bis heute daraus kein stabiler, zumindest mittelgroßer Bestand entwickelt hat, ist wahrscheinlich auf mehrere Gründe zurückzuführen. Die Gewässer sind für die Erdkröte relativ klein und schwanken im Wasserstand stärker als etwa die benachbarten Abgrabungen. In den letzten 10-15 Jahren hat außerdem der Fraßdruck durch den Waschbären stark zugenommen. Weiterhin sind gut geeignete Landlebensräume

nur in relativ geringem Umfang im näheren Umfeld vorhanden.

Beim **Grasfrosch** war es nach Umsetzung der Maßnahmen in den 1990er Jahren zunächst zu einem deutlichen Anstieg der Fortpflanzungsnachweise in unterschiedlichen Gewässern gekommen. Diese Entwicklung kehrte sich bis heute allerdings ins Gegenteil, so dass heute zumindest in den Jahren 2017/2018 in keinem der angelegten Gewässer oder in den weiteren Flutrinnen Grasfrösche reproduzieren. Für den Grasfrosch waren die durchgeführten Maßnahmen also langfristig nicht erfolgreich. Hierbei ist allerdings zu berücksichtigen, dass in den letzten 10-15 Jahren der Fraßdruck durch den Waschbären stark zugenommen hat und sich die Grasfrosch-Bestände durch zunehmende Intensität der Landwirtschaft und Frühjahrs-Trockenheit bundesweit im Rückgang befinden.

Die Bestände der **Grünfrösche** stiegen zu Beginn des Weserprojektes nach den Gewässer-Neuanlagen und der Nutzungsaufgabe sehr deutlich an und hielten sich in den 1990er Jahren auf hohem Niveau. Die Grünfrösche profitierten damals offensichtlich von diesen Maßnahmen. Da sich die Grünfrosch-Bestände bis heute etwa auf diesem Niveau halten können, haben sich die Maßnahmen bis heute positiv ausgewirkt. Zu betonen ist allerdings die hohe Bedeutung des AKW-Auslaufgewässers als Fortpflanzungsgewässer für die Grünfrösche.

7.3.7 Entwicklung der Amphibien-Lebensgemeinschaft

Die Bestände der einzelnen Arten entwickelten sich teils positiv, teils negativ. Von den Maßnahmen profitierten Teichmolch, Seefrosch und Teichfrosch, die sich in stabilen, teilweise großen Beständen seit Beginn der Maßnahmen etablieren konnten. Andererseits erloschen offenbar die Bestände von Fadenmolch und wahrscheinlich vom Kammmolch, und der Grasfrosch ging stark im Bestand zurück. Hierbei spielen Faktoren eine Rolle, die nur wenig Zusammenhang mit den Maßnahmen an der Lake haben. Beim Fadenmolch ist es der für ihn suboptimale Lebensraum, beim Grasfrosch der bundesweit stark rückläufige Trend. Insgesamt ist der Rückgang der Artenzahl und der wahrscheinliche Verlust der einzigen gefährdeten Art (Kammmolch) zu beobachten.

Als Gesamtbilanz bleibt festzuhalten, dass das Weserprojekt für die Amphibien teilweise als erfolgreich bewertet werden kann. Wären die Maßnahmen nicht durchgeführt worden, wären die Arten- und Individuenzahlen heute sicherlich geringer.

7.3.7.1 Empfehlungen zur weiteren Entwicklung

Alle bisher an der Lake nachgewiesenen Amphibienarten profitieren sehr von der meist hohen Sonneneinstrahlung an den Gewässern. Durch das bisherige Gehölzwachstum liegen die Anfang der 1990er Jahre noch vollkommen besonnten Gewässer bis heute schon teilweise im halbschattigen Bereich. Eine erheblich zunehmende Beschattung sollte aus Sicht des Amphibienschutzes verhindert werden, indem weiterer Gehölzaufwuchs in regelmäßigen Abständen zurückgeschnitten wird. Eine langfristig vollkommene Bewaldung dürfte den gesamten Amphibienbestand der Lake erheblich gefährden.

Da der Kammmolch die einzige gefährdete Art ist und aktuell - wenn überhaupt - nur sehr unregelmäßig an der Lake anzutreffen ist, könnte versucht werden, die Struktur seiner potentiellen Laichgewässer zu verbessern. Dies würde bedeuten, etwas größere Gewässer zu schaffen, die regelmäßig auch im Sommer Wassertiefen von 30-50 cm aufweisen. Am ehesten entspricht bisher diesen Vorstellungen nur das Gewässer 6. Von der Anlage eines weiteren Gewässers könnte der Kammmolch möglicherweise profitieren. Für die anderen

vorkommenden Amphibien-Arten wäre dies sicher ein Gewinn. Ob bei natürlicher Auen-Dynamik solche Gewässer typisch für eine Oberweser-Flutrinne wären, bleibt zwar fraglich. Da aber geeignete Gewässer für den Kammmolch in der Weseraue heutzutage selten sind, ist eine solche Maßnahme für den Artenschutz gerechtfertigt.

7.4 Libellen

BEARBEITUNG: MATHIAS LOHR

7.4.1 Methoden und Witterungsverlauf

Die Libellenfauna wurde im E+E-Gebiet „Lake“ im Zeitraum von Anfang April bis Ende August 2017 durch insgesamt 14 und von Mitte April bis Anfang September 2018 durch 11 Begehungen erfasst. Ab Anfang September wurden aufgrund der für Libellen fast durchgehend ungünstigen Witterung (kühl-feucht im Jahr 2017, sehr trocken im Jahr 2018) keine Begehungen durchgeführt. Insgesamt wurden sechs Gewässer untersucht, wobei zwei der Gewässer (Nr. 3 und 7) aufgrund der zeitweiligen Trennung bei niedrigeren Wasserständen noch einmal in „a“ und „b“ unterteilt wurden. Untersuchungsintensität und Anzahl der untersuchten Gewässer entsprachen somit in etwa der zwischen 1995 und 2000 durchgeführten Erfassungen (GERKEN et al. 2001a). Zusätzlich liegen mit der gleichen Methodik erhobene Daten aus den Jahren 2001 bis 2003 vor (LOHR 2010). Ebenfalls in LOHR (2010) findet sich eine ausführliche Beschreibung der Gewässer, deren Benennung bzw. Zählung hier übernommen wurde.

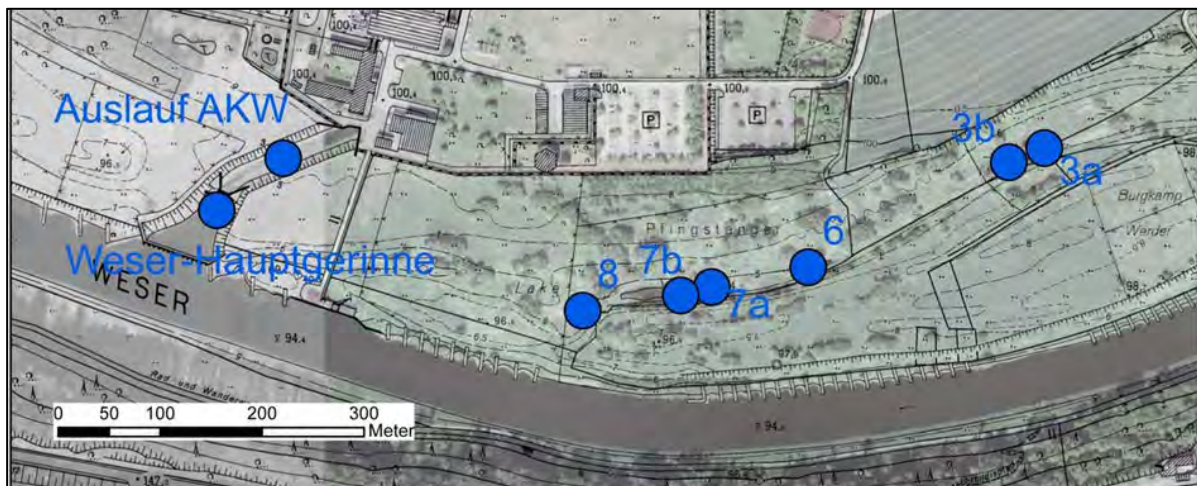


Abbildung 96: Lage der im Jahr 2017 und 2018 untersuchten Gewässer. Alle anderen im Gebiet vorhandenen Gewässer führten während der Witterungsperioden lediglich kurze Zeit Wasser. © Geobasisdaten: Kreis Höxter, Fachbereich Kataster und Vermessung

Insgesamt waren Frühjahr und Sommer 2017 durch eine eher kühle, sonnenarme Witterung geprägt. Traten bis Mitte Juli insbesondere im Frühjahr mäßige bis starke Niederschlagsdefizite auf, so wies die zweite Julihälfte eine ausgesprochen niederschlagsreiche Witterungsperiode auf. Die Gewässer 7 und 8 trockneten aufgrund der niederschlagsarmen Witterung im Winter und Frühjahr 2016/17 zwischen Anfang Juni und Ende Juli vollständig aus. Erst eine über mehrere Tage anhaltende niederschlagsreiche Periode Ende Juli führte zu einem starken Anstieg des Weserwasserstandes, weshalb die Flutrinne des Gebietes und damit die genannten Gewässer wieder mit Wasser gefüllt wurden. Dieser Zustand hielt über mehrere

Wochen an. Auch die anderen, nicht ausgetrockneten Gewässer wiesen nach sehr niedrigen Wasserständen von Ende April bis Mitte Juli dann ab Ende Juli und während des gesamten Monats August ungewöhnlich hohe Wasserstände auf.

Der Witterungsverlauf im Jahr 2018 unterschied sich stark von dem im Jahr 2017. Während der Herbst 2017 und Winter 2017/18 sehr niederschlagsreich war mit einer ausgeprägten Kälteperiode im Februar und März, folgte ab Anfang April eine schnell einsetzende, trocken-warme bis trocken-heiße Witterungsperiode, die durch sehr starke Niederschlagsdefizite geprägt war und bis in den Oktober 2018 reichte. Nach höheren Wasserständen bis in das späte Frühjahr hinein sanken die Wasserspiegel dann spätestens ab Juni sehr stark ab, so dass ab Juli/August extrem niedrige Wasserstände in den Gewässern auftraten.

Je Gewässer wurde ein etwa 15 m langer, homogen strukturierter und repräsentativer Uferabschnitt für die Untersuchungen ausgewählt. Die Erfassung und Bestimmung der Imagines erfolgte i. d. R. durch Sichtbeobachtungen mit einem Fernglas oder einem Monokular (achtfache Vergrößerung), zusätzlich wurden die artspezifischen Verhaltensweisen herangezogen. Imagines, die so nicht bestimmt werden konnten, wurden mit einem Insektenkescher gefangen und nach der Bestimmung wieder frei gelassen. Für die Determination der Imagines wurden DIJKSTRA & LEWINGTON (2006) sowie LEHMANN & NÜSS (2015) verwendet. Zur Unterscheidung von Gruppen, die zumindest in einigen Reifestadien nur genitalmorphologisch oder anhand von Merkmalen der Vorderbrust und der Hinterleibsanhänge sicher zu bestimmen sind (z. B. einige *Coenagrion* spp., *Sympetrum* spp.), wurde vergleichend SANDHALL (1987) herangezogen.

Die Beobachtungen der Imagines erfolgten meist zwischen 10.00 und 17.00 Uhr bei möglichst sonnigem Wetter (max. 4/8 Wolkendeckung), geringer Windbewegung (max. 2 Beaufort) und Lufttemperaturen von mindestens 15° C im Frühjahr und 20 °C im Hochsommer. Die Anzahl der Imagines wurde für jede Beobachtungsfläche möglichst genau geschätzt. Außerdem wurden Reifestadien und Verhaltensweisen notiert, um Hinweise auf Bodenständigkeit zu erhalten. Bei den Reifestadien wurden frisch geschlüpfte und adulte Tiere unterschieden. Für die Verhaltensweisen wurden Schlupf, Territorialverhalten, Kopula, Tandem und Eiablage differenziert.

Während der Begehungen wurden die Beobachtungsflächen außerdem nach Exuvien abgesucht. Die Bestimmung der Exuvien erfolgte anhand von HEIDEMANN & SEIDENBUSCH (1993, 2002), GERKEN & STERNBERG (1999) sowie BROCHARD et al. (2012). Für die Unterscheidung der Arten *Sympetrum sanguineum*, *S. striolatum* und *S. vulgatum* wurde außerdem JÖDICKE (1993) verwendet.



Abbildung 97: Gewässer 6 bei Hochwasser (links, 07.08.2017) und bei Niedrigwasser (rechts, 16.08.2018); Fotos: M. Lohr.

Entsprechend der Beobachtung verschiedener Entwicklungsstadien oder Verhaltensweisen wurde die Bodenständigkeit anhand unterschiedlicher Kriterien klassifiziert (vgl. LOHR 2010). Differenziert wurden dabei drei Bodenständigkeitsklassen. Als „Bodenständigkeitsnachweis“ wurden Larven- und Exuvienfunde sowie Schlupfbeobachtungen gewertet. Diese Statusklasse besitzt gleichzeitig die höchste Aussagekraft für die Nutzung eines Gewässers als Fortpflanzungshabitat durch eine Art. Die Klasse „Bodenständigkeitshinweis“ wurde vergeben, wenn das Gewässer aufgrund eigener Erfahrungen oder Literaturangaben als Fortpflanzungshabitat geeignet erschien und gleichzeitig frisch geschlüpfte Imagines, Fortpflanzungsverhalten (Territorialverhalten, Kopula, Eiablage) oder hohe Abundanzen beobachtet wurden. Bei der Beurteilung des Kriteriums „hohe Abundanz“ wurde differenziert zwischen Zygopteren, Libelluliden und übrigen Anisopteren, um artspezifischen Imaginesdichten und Verhaltensweisen gerecht zu werden. Beobachtungen ohne Bodenständigkeitsnachweise oder -hinweise bilden eine dritte Klasse, die eine vergleichsweise geringe Aussagekraft hinsichtlich der Funktion eines Gewässers für die Fortpflanzung einer Art besitzen. Für jede Art erfolgte somit auf jeder Probestelle die Abschätzung der Bodenständigkeit durch Zuordnung zu einer der drei Statusklassen. Wurde eine Art bei unterschiedlichen Begehungen jeweils anderen Statusklassen zugeordnet, wurde die höchste festgestellte Statusklasse verwendet. Zur Vereinfachung wird im Folgenden von Bodenständigkeit gesprochen, wenn entweder der Bodenständigkeitsnachweis erbracht wurde oder wenn Bodenständigkeitshinweise vorliegen.

Kartenmaterial und Rohdaten sind im digitalen Anhang enthalten.

7.4.2 Ergebnisse der Erhebungen 2017 und 2018

7.4.2.1 Gesamtüberblick

Insgesamt wurden bei den Begehungen 27 Arten registriert, für 23 von ihnen wurden Bodenständigkeitsnachweise oder -hinweise zumindest in einem der beiden Untersuchungsjahre beobachtet. Artenreichstes Gewässer insgesamt war das Gewässer am Auslauf des ehemaligen AKW Würgassen, das im Winter 2015/16 im Rahmen des AKW-Rückbaus renaturiert wurde und das knapp außerhalb des eigentlichen E+E-Gebietes liegt. Hier wurden in beiden Jahren 20 Arten, davon 19 mit Bodenständigkeitsnachweisen oder -hinweisen, festgestellt. Von den im Projektgebiet liegenden Gewässern der Flutrinne wies Gewässer 6 mit 20 Arten (18 bodenständig) die höchste Artenzahl auf, gefolgt von Gewässer 3 mit 18 (17) Arten und Gewässer 7 mit 16 Arten, von denen jedoch nur für 5 Arten Bodenständigkeitshinweise vorliegen. Nur für eine einzige Art – *Sympetrum sanguineum* – konnte an diesem in beiden Untersuchungsjahren zeitweise austrocknenden Gewässer ein Bodenständigkeitsnachweis durch Exuvienfunde im Jahr 2018 erbracht werden. Gewässer 8 wies mit 8 Arten und nur drei bodenständigen die geringste Artenzahl auf. Auch dieses Gewässer trocknete sowohl 2017 als auch 2018 zeitweise aus.

Insgesamt neun nachgewiesene Libellenarten, für die mit Ausnahme von *Anax parthenope* Bodenständigkeitsnachweise oder -hinweise vorliegen, sind auf mindestens einer der Roten Listen als stark gefährdet, gefährdet, extrem selten oder in der Vorwarnliste aufgeführt. Mit *Lestes sponsa*, *Sympecma fusca* und *Libellula depressa* sind dies drei Arten der Vorwarnliste, *Erythromma najas* und *Aeshna juncea* werden als gefährdet sowie *Ischnura pumilio* und *Brachytron pratense* für das Bergland als stark gefährdet eingestuft. *Aeshna affinis* gilt im nordrhein-westfälischen Bergland als extrem selten (R) und für *Anax parthenope* gilt die Datenlage als unzureichend (D).

Die Gesamtexuvienzahl beider Untersuchungsjahre liegt bei genau 1.100, wobei 395 im Jahr 2017 und 705 im Jahr 2018 erhoben wurden. Die Arten mit den höchsten Exuvienzahlen waren *Sympetrum sanguineum* mit insgesamt fast 500 Exuvien in beiden Untersuchungsjahren in fünf der sechs Gewässer, gefolgt von *Coenagrion puella* mit knapp 270 Exuvien und *Chalcolestes viridis* mit etwas mehr als 110 Exuvien. Exuvienfunde beider Arten beschränkten sich auf die Gewässer 3 und 6. Exuvienfunde gelangen in beiden Untersuchungsjahren außerdem für *Aeshna cyanea*, ebenfalls in Gewässer 3 und 6. Ausschließlich im Jahr 2017 wurden Exuvien von *Aeshna affinis* (Gewässer 3 und 6), *Lestes sponsa* (Gewässer 3) und *Libellula depressa* (AKW-Auslauf) nachgewiesen. Für (in absteigender Anzahl der Exuvienfunde) *Sympetrum striolatum*, *Ischnura elegans*, *Aeshna mixta*, *Sympecma fusca*, *Enallagma cyathigerum*, *Anax imperator* und *Erythromma najas* gelangen ausschließlich im Jahr 2018 Exuvienfunde.

Mit Ausnahme von *Sympetrum sanguineum* wurden Exuvien ausschließlich in den permanent Wasser führenden und nicht im Juni/Juli austrocknenden Gewässern 3 und 6 sowie im Auslauf des ehemaligen AKW gefunden. Für *Sympetrum sanguineum* gelangen 2018 Exuvienfunde auch in Gewässer 7, das jedoch in diesem Jahr bis in die Schlupfzeit der Art hinein zumindest flache Restwasserbereiche aufwies.

Die Art mit der höchsten Imagines-Abundanz war in beiden Untersuchungsjahren *Coenagrion puella* mit bis zu mehr als 300 Tieren gleichzeitig an Gewässer 3 sowie *Chalcolestes viridis*, die mit bis zu mehr als 80 Tieren an Gewässer 3 und 6 beobachtet wurde. Ungewöhnlich hoch war die Imaginesdichte von *Erythromma viridulum* im Hoch- und Spätsommer zeitweise im Weser-Hauptgerinne, wo bis zu 70 Tandems bei der Eiablage beobachtet wurden. Vermutlich wichen viele der Individuen hierhin aus, da aufgrund der niedrigen Wasserstände

die Stillgewässer der Umgebung z.T. nur noch kleine Wasserflächen aufwiesen. Hohe Imaginesdichten an den Gewässern der Flutrinne erreichten in beiden Jahren neben den bereits genannten Arten auch *Sympetrum sanguineum* und *S. striolatum*, letztere vor allem im Jahr 2018. Insbesondere an den im Jahr 2017 lediglich zeitweise Wasser führenden Gewässern 7 und 8 fanden sich während der hohen Wasserstände nach der Überflutung im Juli/August 2017 zahlreiche Arten in z.T. höheren Abundanzen, wie z.B. *Enallagma cyathigerum* und *Erythromma viridulum*, die vermutlich von anderen Gewässern zuflogen und sich hier nicht fortpflanzten.

Aufgrund der sehr unterschiedlichen Witterungsverläufe und Wasserstandsschwankungen zeigten sich auch z.T. sehr starke Unterschiede in der Libellenbesiedlung in den Jahren 2017 und 2018. Ausschließlich 2017 trat *Aeshna affinis* mit insgesamt 9 Exuvien in den Gewässern 3 und 6 auf. *Aeshna cyanea* hingegen zeigte 2018 eine auffallend hohe Exuviendichte in Gewässer 3, hier wurden mit fast 70 Exuvien etwa zehnmal mehr Larvenhäute gefunden als im Vorjahr. Eventuell haben die niedrigen Wasserstände im Frühjahr 2017 *A. cyanea* gegenüber der vermutlich konkurrenzschwächeren *A. affinis* benachteiligt. Die zuletzt genannte Art ist austrocknungstoleranter und konnte daher vermutlich trotz der niedrigen Wasserstände in dem Jahr zum Schlupf gelangen. *Aeshna mixta* zeigte 2018 auffallend hohe Exuviendichten, und zwar im Gewässer am AKW-Auslauf. Hier haben sich offensichtlich die hohen Wasserstände des vorhergehenden Winters und Frühjahrs positiv auf den Schlupferfolg der Art ausgewirkt. Ausschließlich im Jahr 2018 wurden die beiden Frühjahrsarten *Brachytron pratense* und *Cordulia aenea* mit Revierverhalten an den Gewässern 3 und 6 sowie am AKW-Auslauf beobachtet. Die für die Imagines günstige Frühjahrswitterung beförderte das Vorkommen und auch die Nachweisbarkeit der Arten.

7.4.2.2 Libellengemeinschaften der Untersuchungsgewässer

Insgesamt werden die Libellengemeinschaften der auch während langanhaltender trockenheißer Witterungsperioden permanent Wasser führenden Gewässer 3 und 6 von Arten dominiert, die zumindest eine Austrocknungstoleranz in Teilen ihrer Fortpflanzungsgewässer besitzen. Hierzu zählen vor allem *Chalcolestes viridis* und *Sympetrum sanguineum*, die in diesen Gewässern sowohl als Imagines als auch als Exuvien in hohen Individuendichten auftreten. Mit *Aeshna affinis* kommt hier außerdem zumindest jährlich eine Art bodenständig vor, die austrocknende Gewässer bevorzugt. Arten, die ein Austrocknen ihrer Gewässer nicht tolerieren, konnten in diesen Gewässern 2017 nicht durch Exuvienfunde nachgewiesen werden. Im Jahr 2018 gelangen hier jedoch zumindest für *Anax imperator*, die eine 1-2-jährige Entwicklung in permanenten Gewässern vollzieht, Exuvienfunde. In den 2017 und 2018 jeweils über mehrere Monate ausgetrockneten Gewässern 7 und 8 wurden hingegen mit Ausnahme für *Sympetrum sanguineum* keine Exuvien gefunden. Die Beobachtung einer Eiablage von *Aeshna cyanea* in Gewässer 8 zu einem Zeitpunkt, an dem das Gewässer vollkommen ausgetrocknet war, belegt zumindest, dass die Art versucht, auch solche Gewässer zu besiedeln. Insgesamt ist jedoch festzuhalten, dass die Gewässer, die regelmäßig vollständig austrocknen, vermutlich nur jährlich eine Bedeutung für Libellen als Fortpflanzungsgewässer besitzen.

Auffallend ist, dass die Gewässer in der Flutrinne – ob permanent oder temporär – von einigen im Weserbergland weiter verbreiteten Arten mit entsprechenden Habitatansprüchen aktuell nicht oder nur in sehr geringer Dichte besiedelt werden. Hierzu zählen u.a. *Libellula depressa* und *L. quadrimaculata*, die nur sehr vereinzelt und kurzzeitig Reviere an den Flutrinnegewässern bildeten, sowie *Lestes sponsa* und *Sympecma fusca*, die nur an Gewässer 3 in sehr geringer Abundanz und auch nur in 2017 nachgewiesen wurden. Von *Sympetrum vulgatum* gelang lediglich ein Einzelnachweis an Gewässer 6. Für die Art ist in den letzten

20-30 Jahren im Oberweserraum ein Rückgang zu beobachten.

Die höchste Artenvielfalt zeigte in den zwei Untersuchungsjahren das Gewässer am ehemaligen AKW-Auslauf, in dem erst 2016/2017 Umgestaltungsmaßnahmen zur Renaturierung vorgenommen worden waren. Bemerkenswert war hier vor allem im Jahr 2018 die hohe Dichte an *Aeshna mixta*- und *Sympetrum striolatum*-Exuvien, die mittlere bis hohe Dichte an *Sympecma fusca*-, *Erythromma viridulum*- und *E. najas*-Imagines sowie das Vorkommen von *Ischnura pumilio*. Letztgenannte Art, die eine starke Habitatpräferenz für vegetationsfreie oder -arme Bereiche von Gewässern zeigt, hat vermutlich von der Beweidung des Gewässers während der gesamten Vegetationsperiode im Jahr 2018 profitiert.

Die ausschließlich im Jahr 2018 beobachteten *Brachytron pratense* und *Cordulia aenea* haben ihren Verbreitungsschwerpunkt an nur wenige 100 m entfernten Abgrabungsgewässern, wo sie stellenweise häufig vorkommen. Sie pflanzen sich jedoch vermutlich zumindest teilweise unter günstigen Bedingungen auch in den permanenten Gewässern (3 und 6) der Flutrinne im E+E-Gebiet Lake fort, wie Exuvienfunde aus den Jahren 2001-2003 und die Imaginesbeobachtungen 2018 belegen.

Anax parthenope, *Aeshna juncea* und *Crocothemis erythraea* nutzen das E+E-Gebiet vermutlich nur zur Nahrungssuche. Ihre Reproduktionsgewässer dürften die benachbarten Abgrabungsgewässer (*A. parthenope*, *C. erythraea*) sowie Gewässer im einige Kilometer entfernten Solling (*A. juncea*) liegen. *Calopteryx splendens*, von der vereinzelt, jedoch regelmäßig sowohl Männchen als auch Weibchen im gesamten E+E-Gebiet beobachtet wurden, nutzt vermutlich das Weser-Hauptgerinne sowie die Nebenflüsse und -bäche der Weser als Fortpflanzungsgewässer. Die Art ist für die Lake ebenfalls als Nahrungsgast einzustufen.

7.4.3 Entwicklungen nach den Renaturierungsmaßnahmen – Veränderungen der Libellengemeinschaften zwischen 1994 und 2018

Für die Gewässer 3 und 6 wurden nach einem Anstieg der Artenzahlen in den Jahren nach Durchführung der Regenerationsmaßnahmen im Jahr 2017 und 2018 eine deutlich geringere Anzahl von Arten festgestellt. Auch waren die meisten Arten in deutlich geringerer Abundanz vertreten.

Die Entwicklung der Artenzahl je Untersuchungsjahr für Gewässer 6 zeigt Abbildung 98. Ein starker Anstieg der Artenzahlen erfolgte zum einen direkt nach Umsetzung der Maßnahmen 1993/1994 sowie einige Jahre später ab 1996/1997. Wurden durch die Maßnahmen selbst zunächst die Bedingungen der Wasserführung für die Arten permanenter Gewässer verbessert, so entwickelten sich innerhalb der ersten Jahre lockere Vegetationsbestände aus schwimmender sowie emerser Vegetation, die vielen Arten zusagende Habitatbedingungen anboten. Ein Rückgang der durchschnittlichen jährlichen Anzahl bodenständiger Arten von etwa 20 Anfang der 2000er Jahre auf nur noch etwa 9 bzw. 17 in den Jahren 2017 und 2018 ist vermutlich auf die zunehmende Beschattung einiger Gewässerbereiche durch Ufergehölze im Zuge der Sukzession zurückzuführen. Dies gilt vor allem auch für das Gewässer 3. Entsprechend den hydrologischen und den Witterungsbedingungen in den unterschiedlichen Jahren können auch die jährlichen Artenzahlen z.T. beträchtlichen Schwankungen unterliegen, wie dies vor allem die Jahre 2017 und 2018, aber auch die Jahre 2001 (eher kühl-feucht) und 2003 (eher trocken-warm) verdeutlichen (vgl. Abbildung 98).

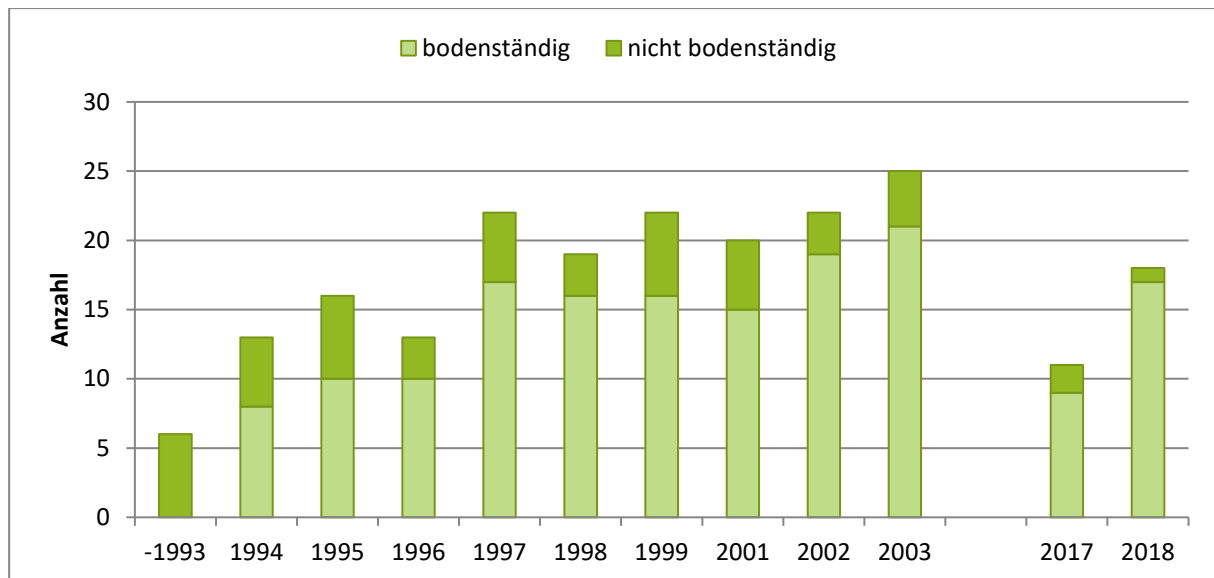


Abbildung 98: Anzahl der nachgewiesenen Libellenarten in den einzelnen Untersuchungsjahren für Gewässer 6. Durchführung der Maßnahmen im Zeitraum 1993-1994; -1993: Der Zeitraum bis zur Durchführung der Maßnahmen (1989–1993) ist zusammengefasst.

Dominiert werden die Libellengemeinschaften der Flutrinnengewässer aktuell von einigen mäßig austrocknungstoleranten Arten, die gleichzeitig auch eine höhere Deckung der emergenten Vegetation sowie der Ufergehölze bevorzugen. Dies sind insbesondere *Sympetrum sanguineum* und *Chalcolestes viridis*. Die zuletzt genannte Art hat vor allem von der Entwicklung der Uferweiden profitiert, deren Zweige die Art zur Eiablage nutzt (Abbildung 99). Die Zunahme der Populationsdichte von *C. viridis* war dabei vor allem in den ersten 5-10 Jahren nach Umsetzung der Regenerationsmaßnahmen am höchsten. Daneben dominiert *Coenagrion puella*, die kleinere, dicht bewachsene und überwiegend permanent Wasser führende Gewässer bevorzugt, mit sehr hohen Individuendichten. Alle drei genannten Arten erreichen auch aktuell eine mit den bis 2003 festgestellten Bestandszahlen vergleichbare Populationsgröße. Daneben findet sich vermutlich nur jaarweise die austrocknende Gewässer bevorzugende *Aeshna affinis* sowie regelmäßig die eher permanente Gewässer präferierenden *Aeshna cyanea* und *Anax imperator*.

Deutlich geringere Abundanzen in 2017 und 2018 wurden für einige bis 2003 sehr häufig auftretende Arten in den Gewässern 3, 6 und 7 festgestellt. Dies betrifft vor allem *Lestes sponsa*, eine typischerweise in flachen, vegetationsreichen Gewässern auftretende Art, die lediglich 2017 und auch nur in wenigen Individuen in Gewässer 3 nachgewiesen wurde. Weitere Arten, die ebenfalls in deutlich geringeren Individuendichten festgestellt wurden, sind *Erythromma najas*, *E. viridulum*, *Enallagma cyathigerum*, *Ischnura elegans*, *Libellula depressa*, *L. quadrimaculata* und *S. vulgatum*. Insgesamt dürften die Gewässer aufgrund der fortschreitenden Sukzession vor allem in Gewässer 3 infolge höherer Beschattung für viele Arten nur noch suboptimale Habitatbedingungen bieten.



Abbildung 99: Von der weiteren Zunahme von Gehölzen an den Gewässerufeln hat *Chalcolestes viridis* profitiert, die ihre Eier in die Zweige von Ufergehölzen legt und deren Gelege an den Wundüberwallungen zu erkennen sind; Gewässer 6, E+E-Gebiet Lake (29.08.2017); Foto: M. Lohr.

Insbesondere Leitarten der permanenten Auenweiher mit randlich temporär austrocknenden Flachwasserzonen (LOHR 2010), die bis 2003 regelmäßig nachgewiesen wurden, konnten 2017 und 2018 nicht (mehr) beobachtet werden. Hierzu zählen *Lestes barbarus*, *L. dryas* und *Sympetrum flaveolum*. Zumindest in Gewässer 3 könnte auch hier die zunehmende Beschattung durch Ufergehölze zum Rückgang dieser Arten beigetragen haben. In Gewässer 6 gab es jedoch keine Veränderungen der Habitatbedingungen, die ein Fehlen dieser Arten erklären. Zumindest bei *L. dryas* und *S. flaveolum* könnte ein überregional zu beobachtender Rückgang in den letzten zehn Jahren dafür verantwortlich sein, der insbesondere bei *Sympetrum flaveolum* bundesweit zu beobachten war (LOHR 2015). Gleiches gilt für *Sympetrum danae*, die bis 2003 regelmäßig wenn auch in geringen Dichten festgestellt, jedoch 2017 und 2018 nicht nachgewiesen wurde.

Einen überwiegend positiven Einfluss auf die Libellenbesiedlung der meisten Gewässer hatte die Wiederaufnahme der Beweidung ab 2011. Durch die Beweidung wurde die Beschattung zumindest nicht weiter erhöht, auch die Dichte der Ufervegetation wurde durch die Beweidung modifiziert, so dass ein z.T. kleinräumiges Mosaik unterschiedlicher Vegetationsstrukturen entstand. Der Rückgang vieler Arten in den Gewässern der Flutrinne durch höhere Beschattung infolge verstärkter Gehölzentwicklung wäre ohne Wiederaufnahme der Beweidung vermutlich noch stärker ausgefallen. Auch für das Gewässer am AKW-Auslauf zeigt das Vorkommen von *Ischnura pumilio* im Jahr 2018, dass hier die Beweidung offene Strukturen schafft, die von entsprechenden Pionierarten genutzt werden können.

7.4.4 Fazit und Ausblick

Das ursprüngliche Leitziel der Auenregeneration im E+E-Gebiet „Weserseitenarm Lake“ war der Erhalt und die Wiederherstellung autotypischer Strukturen und Prozesse (GERKEN et al. 2002: 122). Dem Gebietscharakter entsprechend wurden als wesentliche Teilziele genannt:

1. Erhalt bzw. Erhöhung der Gewässervielfalt für Fische, Amphibien und Wirbellose durch Wiedervertiefung vorhandener Flutmulden und Erweiterung vorhandener Kleingewässer

2. Entwicklung eines großflächigen Auenwaldkomplexes mit eingestreuter extensiver Grünlandwirtschaft

Aussagen zum zweiten Teilziel wurden aus Sicht der Avifauna im entsprechenden Abschlussbericht (M. Lohr) vorgenommen. Hier erfolgt nun eine Bewertung der entstandenen Gewässervielfalt aus libellenkundlicher Sicht.

Insgesamt wurde die Gewässervielfalt – sowohl hinsichtlich der Vegetations- und Gewässerstrukturen als auch der hydrologischen Bedingungen – durch die vorsichtige und maßvolle (Wieder)Vertiefung von Flutrinnenbereichen deutlich und nachhaltig erhöht (vgl. auch GERKEN et al. 2002: 69ff, LOHR 2010: 156). Entsprechend stark nahm die Libellenartenvielfalt insgesamt und die Individuendichte vieler Libellenarten vor allem in den ersten zehn Jahren nach Umsetzung der Maßnahmen (1993/1994) zu.

Ab Anfang der 2000er Jahre nahm die Beschattung vieler Gewässer durch umgebende Gehölze zu, was zu einem Rückgang der Artenvielfalt bei den Libellen geführt hat. Die Wiedereinführung der Weidenutzung ab 2011 hat dem entgegengewirkt und sich insgesamt positiv auf die Vielfalt der Libellengemeinschaften ausgewirkt. Folgende Aspekte und Folgen der Beweidung für die Libellenfauna sind dabei festzustellen:

- Reduzierung bzw. Verhinderung einer weiter steigenden Beschattung durch die Ufergehölze an einigen Gewässern;
- Schaffung von offenen Uferbereichen, zumindest kleinräumig finden auch Arten, die eine geringe Deckung der emersen Vegetation und der Ufervegetation bevorzugen, geeignete Habitatbedingungen;
- Entstehung eines oft kleinräumigen Mosaiks von Uferbereichen mit unterschiedlich dichten Vegetationsstrukturen durch die Beweidung;
- In bestimmten Fällen kann die Beweidung einen ähnlichen Einfluss auf die Lebensgemeinschaften haben, wie es die von Hochwassern ausgelöste Morphodynamik hat, weil vegetationsarme oder -freie Bereiche entstehen.

Die Förderung einer hohen Morpho- und Hydrodynamik unterliegender Lebensräume, von denen insbesondere Arten von Pionierlebensräumen profitieren, konnte hingegen nur sehr kleinräumig erreicht werden. Entsprechende Arten wie z.B. *Ischnura pumilio* konnten an den Flutrinnengewässern nur in den ersten Jahren direkt nach Umsetzung der Maßnahmen nachgewiesen werden, da die vegetationsarmen und -freien Gewässerbereiche durch die Maßnahmen selbst entstanden waren und nach vergleichsweise kurzer Zeit wieder verschwanden. Eine stärkere Durchströmung durch Absenkung der Uferwälle und eine dadurch ausgelöste Erhöhung der Überflutungsdynamik konnte im Rahmen der Maßnahmen der 1990er Jahre nicht angestoßen werden, da es zum damaligen Zeitpunkt entsprechende Restriktionen durch die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung gab.

Folgende Maßnahmen sollten in den nächsten Jahren im Sinne einer Optimierung der Auenentwicklung im E+E-Gebiet „Weserseitenarm Lake“ vorgenommen werden:

- der Beweidungseinfluss sollte durch das jährweise Auszäunen unterschiedlicher Gewässer und Bereiche der Flutrinne und des Weserufers weiter modifiziert werden, so könnten jährweise etwa ein Drittel der Flutrinne von der Beweidung ausgenommen werden und diese Flächen im Sinne einer Rotationsnutzung jährweise wechseln; hierzu sind die Bewirtschafter einzubeziehen und durch eine entsprechende Förderung ist deren Mehraufwand auszugleichen;

- Anlage weiterer Gewässer in der Flutrinne durch Vertiefung vorhandener Senken unter Beachtung ggf. vorhandener naturschutzfachlich wertvoller Bereiche; hierdurch kann die Gewässervielfalt weiter erhöht werden, für einige Libellenarten reicht das Habitatangebot in den wenigen permanenten Gewässern der Flutrinne zumindest in sehr trockenen Jahren offenbar zur dauerhaften Besiedlung nicht aus;
- Absenkung des Uferwalls des Weserhauptgerinnes im Bereich des Einlaufs der Flutrinne, so dass eine oberstromige Anbindung an die Weser bereits bei kleineren Hochwassern erfolgt;
- Rückbau bzw. Nicht-Erneuerung von Ufersicherungsmaßnahmen am Weser-Hauptgerinne;
- durch diese Maßnahmen kann die Morphodynamik sowohl am Weser-Hauptgerinne als auch in der Flutrinne erhöht und somit Pionier-Lebensräume gefördert werden;
- die vorgeschlagenen Maßnahmen sollten überregional mit anderen Auen-Regenerationsmaßnahmen vor allem im Zusammenhang mit der Umsetzung des Bundesprogramms „Blaues Band“ (www.blaues-band.bund.de) erfolgen.

7.5 Heuschrecken

BEARBEITUNG: RALF LIEBELT – BÜRO FÜR ÖKOLOGIE UND LANDSCHAFTSPLANUNG

7.5.1 Methoden

Im Gebiet wurden in der Flutrinne und in der weiteren Umgebung 35 Probeflächen gleichmäßig verteilt angelegt und mit einem GPS-Gerät eingemessen. Die drei Erfassungen wurden im Juli, August und September im Wesentlichen mit einem Fledermaus-Detektor (Pettersson Ultrasound Detector D100) durchgeführt, um auch die Gesänge der leise singenden Arten hörbar zu machen. Da eine Zählung der Individuen per Detector nicht exakt möglich ist, wurde an jeder Probefläche überprüft, ob der Gesang der jeweiligen Arten hörbar war oder nicht. Eine Abschätzung der Art-Häufigkeiten wurde über die Stetigkeit auf den Probeflächen im Gesamtgebiet durchgeführt. Die Begehungen wurden bei warmem, schwach windigem und niederschlagsfreiem Wetter durchgeführt. Zum Nachweis der Dornschröcken fand Ende Mai 2017 eine Begehung an möglichst vegetationsarmen Ufern der Flutrinnen-Gewässer statt. Im Jahr 2018 wurden Dornschröcken am 21. und 31. Mai jeweils an den Gewässern der Flutrinne und darüber hinaus am südlich angrenzenden Weser-Ufer gesucht.

Kartenmaterial und Rohdaten sind im digitalen Anhang enthalten.

7.5.2 Ergebnisse

Bei den Gelände-Erfassungen in den Jahren 2017 und 2018 wurden an der Lake zehn Heuschreckenarten gefunden. Nach den Roten Listen von Deutschland (MAAS et al. 2011) und Nordrhein-Westfalen (VOLPERS & VAUT 2010) ist danach nur die Sumpfschröcke gefährdet (siehe Tabelle 77):

Tabelle 77: Heuschrecken-Arten an der Lake 2017 und 2018, Stetigkeit auf den Probeflächen und Gefährdungsstatus nach Roten Listen (s.o.); *Stethophyma grossum*-Nachweise außerhalb der Probeflächen

Deutscher Artname	Wissenschaftlicher Artname	Stetigkeit		Rote Liste	
		2017	2018	BRD	NRW
Kurzflügelige Schwertschröcke	<i>Conocephalus dorsalis</i>	74 %	54 %	-	-
Zwitscher-Heupferd	<i>Tettigonia viridissima</i>	3 %	0 %	-	-
Zwitscherschröcke	<i>Tettigonia cantans</i>	23 %	23 %	-	-
Roesels Beißschröcke	<i>Metrioptera roeseli</i>	91 %	97 %	-	-
Gewöhnliche Strauchschröcke	<i>Pholidoptera griseoptera</i>	11 %	14 %	-	-
Säbeldornschröcke	<i>Tetrix subulata</i>	14 %	17 %	-	-
Sumpfschröcke	<i>Stethophyma grossum</i>	-	-	-	2
Nachtigall-Grashüpfer	<i>Chorthippus biguttulus</i>	3 %	6 %	-	-
Weißrandiger Grashüpfer	<i>Chorthippus albomarginatus</i>	43 %	66 %	-	-
Gemeiner Grashüpfer	<i>Chorthippus parallelus</i>	66 %	97 %	-	-

Zu den häufigen Arten an der Lake zählten in den Jahren 2017 und 2018 *Conocephalus dorsalis* (maximale Stetigkeit 74%), *Metrioptera roeseli* (max. 97%), *Chorthippus albomarginatus* (max. 66 %) und *Chorthippus parallelus* (max. 100%). Arten mit wenigen Fundpunkten waren *Tettigonia cantans* (max. 23%), *Tetrix subulata* (max. 17%), *Pholidoptera griseoptera*

(max. 14%), *Chorthippus biguttulus* (max. 6%) und *Tettigonia viridissima* (max. 3%). *Stethophyma grossum* wurde außerhalb des engeren Untersuchungsgebietes bei Erfassungen für einen anderen Auftraggeber gefunden.

Auf den einzelnen Probeflächen wurden mindestens eine Art bis maximal sechs Arten festgestellt. Die durchschnittliche Artenzahl aller Probeflächen betrug für beide Jahre zusammen 4,3 Arten/Probefläche. Auf vielen Probeflächen kamen die vier häufigen Arten *C. dorsalis*, *M. roeseli*, *C. albomarginatus* und *C. parallelus* zusammen vor. Die Probeflächen mit der für 2017/2018 maximal erreichten Artenzahl von sechs Arten waren die PF 8 und 19. Auf diesen PF kamen jeweils die Arten *C. dorsalis*, *T. cantans*, *M. roeseli*, *P. griseoptera*, *C. albomarginatus* und *C. parallelus* vor.

Auf großflächig beweideten grasigen Probeflächen ohne Hochstauden kamen oft *M. roeseli*, *C. albomarginatus* und *C. parallelus* zusammen vor. Diese relativ kurzrasigen Flächen waren besonders im Westteil der Lake zu finden. Beispiele hierfür sind die PF 29-32 sowie 34 und. *C. albomarginatus* war auf diesen Flächen im Jahr 2017 häufiger zu finden als auf Flächen mit größerem Anteil Hochstauden. Auf solchen Probeflächen war *C. dorsalis* entgegen ihrer sonst allgemeinen Häufigkeit weniger zu finden. Im Jahr 2018 war *C. albomarginatus* dagegen weiter verbreitet. Er fehlte vor allem nur in den PF 21 bis 28.

T. subulata wurde nur auf sechs Probeflächen an den Gewässer-Ufern der Flutrinne auf schlammigem offenem Boden zwischen dem Wasserschwaden-Röhricht gefunden. Darüber hinaus wurde *T. subulata* im Jahr 2018 auch abseits der eigentlichen Probeflächen am Weserufer gefunden. Auf den neun Probeflächen in der Flutrinne kamen bis auf *T. viridissima*, *C. biguttulus* und *S. grossum* alle Arten vor. Im Jahr 2017 war hier am häufigsten *C. dorsalis*, gefolgt von *M. roeseli* und *T. subulata*.



Abbildung 100: Probefläche 19 am 4.9.2017, beweidetes Grünland mit Hochstauden in Gebüsch-Nähe mit maximaler Artenzahl, Vorkommen von *C. dorsalis*, *T. cantans*, *M. roeseli*, *P. griseoptera*, *C. albomarginatus* und *C. parallelus*; Foto: R. Liebelt

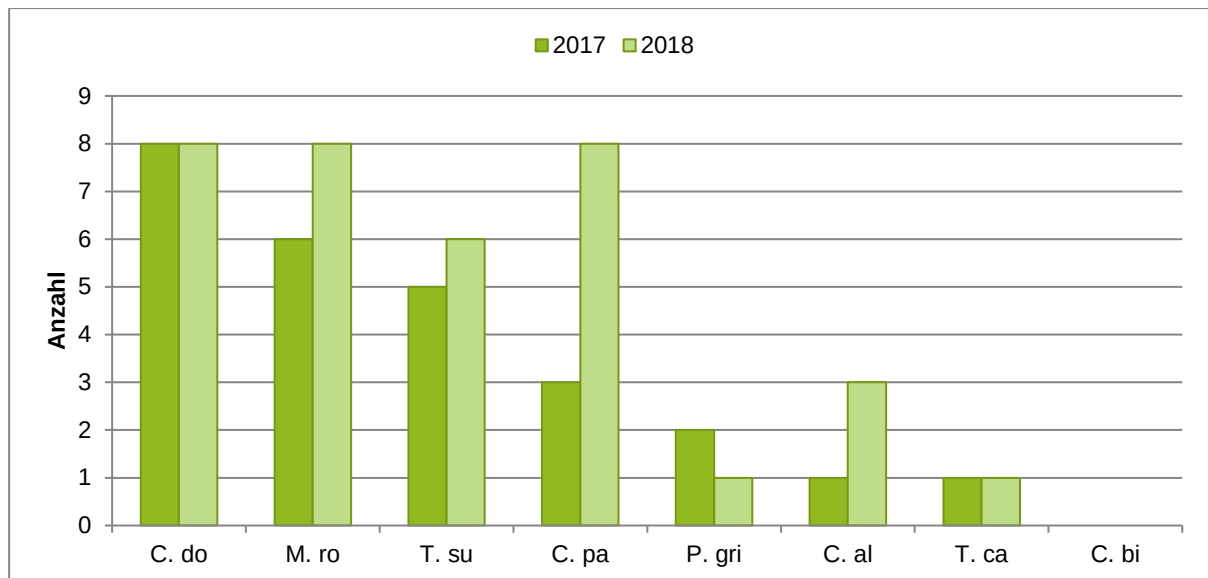


Abbildung 101: Anzahl der Probeflächen, auf denen die jeweiligen Arten in den Jahren 2017 und 2018 nachgewiesen werden konnten. C. do = *Chorthippus dorsalis*; M. ro = *Metrioptera roeseli*; T. su = *Tetrix subulata*; C. pa = *Chorthippus parallelus*; P. gri = *Pholidoptera griseoptera*; C. al = *Chorthippus albomarginatus*; T. ca = *Tettigonia cantans*; C. bi = *Chorthippus biguttulus*

7.5.3 Diskussion

Das engere Untersuchungsgebiet an der Flutrinne Lake ist charakterisiert durch frische und zeitweise überschwemmte, z.T. feuchte Weiden und Hochstaudenfluren, Baumgruppen sowie durch Röhrichte an Gewässer-Ufern. Typische Heuschrecken-Arten für diese frischen bis feuchten Lebensräume an der Lake sind nach MAAS et al. (2002) insbesondere:

Stark hygrophile Art (Feuchtigkeit stark bevorzugend)

- Sumpfschrecke - *Stethophyma grossum*

Hygrophile Arten (Feuchtigkeit bevorzugend)

- Kurzflügelige Schwertschrecke - *Conocephalus dorsalis*
- Säbeldornschrecke - *Tetrix subulata*

Mesophil bis leicht hygrophile Arten

- Zwitscherschrecke - *Tettigonia cantans*
- Weißrandiger Grashüpfer - *Chorthippus albomarginatus*

Die allgemein z.B. auf Grünland und an grasigen Säumen häufigen Arten *M. roeseli* und *C. parallelus* gehören auch an der Lake zu den weit verbreiteten Arten. Im Jahr 2018 gehörte auch *C. albomarginatus* anders als im Jahr 2017 zu den weit verbreiteten Arten.

Die ebenfalls weit verbreitete, v.a. in Staudenfluren und Gebüsch-Säumen vorkommende *P. griseoptera* ist besonders abends und nachts rufend aktiv (GREIN 2010). Am Tag rufen nur Teile des Bestandes, so dass die Strauschschrecke an der Lake sicherlich weiterverbreitet ist, als aus der Erfassung hervorgeht. Dies gilt auch für *Tettigonia viridissima*.

C. biguttulus wurde nur auf den Probeflächen 9 und 14 nachgewiesen. Die Wärme und Trockenheit liebende Art (MAAS et al. 2002) meidet frische bis feuchte Standorte im engeren

Gebiet der Lake. Die nördlich angrenzenden, mehr trocken-warmen Böschungskanten in der Nähe zu den Probeflächen 9 und 14 sind für diese Art besser geeignet.

7.5.4 Hygrophile Arten

Kurzflügelige Schwertschrecke - *Conocephalus dorsalis*

C. dorsalis ist an der Lake weit verbreitet und erreicht ihre maximale Aktivitätsdichte in den von der Beweidung abgeäugten Brennesselfluren und den Wasserschwaden-Röhrichten. Auf den neun Probeflächen direkt in der Flutrinne war sie im Jahr 2017 die häufigste Art, wogegen im Jahr 2018 hier auch *M. roeseli* und *C. parallelus* sehr häufig. Diese Flächen sind geprägt durch Brennesseln und Wasserschwaden-Röhricht auf feuchten bis zeitweise nas-sen Standorten und somit optimale Habitate für *C. dorsalis*. Sie wurde auch in überwiegend kurzrasig beweideten Probeflächen auf frischen Standorten gefunden, sofern einige Horste von Brennesseln (*Urtica dioica*) oder Disteln (*Cirsium arvense*) vorhanden waren. Diese Flächen sind für *C. dorsalis* eher suboptimal geeignet, die Besiedelung dieser Flächen dürfte auch durch Zuwanderung aus den Optimal-Habitaten stattfinden.

Lediglich an den am höchsten gelegenen und damit trockensten Standorten, v.a. auf den am Westrand der Lake gelegenen Probeflächen 29 bis 32 und 34, 35, fehlte sie. Diese Standorte sind von weiträumig kurzrasigen Flächen ohne Brennesseln und Disteln geprägt. *C. dorsalis* fehlte hier aufgrund der Habitatbindung an +/- feuchte Hochstaudenfluren.

Sumpfschrecke - *Stethophyma grossum*

S. grossum konnte auf den Probeflächen im engeren Untersuchungsgebiet in beiden Jahren nicht gefunden werden. Die Nachweise in der Umgebung gelangen, weil der Verfasser im Jahr 2018 von der Landschaftsstation des Kreises Höxter beauftragt war, in ausgesuchten Bereichen des Kreisgebietes nach dieser Art zu suchen. Hintergrund war, dass diese Art in den letzten Jahren eine Tendenz zur Ausbreitung entwickelt hatte. Dass die Art im engeren Untersuchungsgebiet über zwei Jahre übersehen worden ist, kann nach Einschätzung des Verfassers ausgeschlossen werden, da diese Art sehr leicht zu erfassen ist.

An allen drei Fundorten wurde jeweils nur ein Individuum gefunden. Da auf diesen Flächen nur eine Begehung am Ende der Erfassungsperiode 2018 stattfand, kann nicht sicher eingeschätzt werden, ob bei gründlicherer Untersuchung eine größere Population festgestellt werden könnte. Dies sollte in den kommenden Jahren überprüft werden.

Um Zufallsfunde dürfte es sich allerdings nicht handeln, da die drei Funde sich über eine weite Strecke verteilen und sich die Fundorte in ihren Standorteigenschaften ähneln. Alle drei Fundorte lagen außerhalb der intensiver untersuchten Flutrinne. Sie waren nicht durch besondere Feuchtigkeit geprägt, sondern lagen in weiträumig offenen, relativ gleichförmig strukturierten Grünland-Flächen auf meist frischen Standorten, die bei Hochwasser regelmäßig überschwemmt werden. Alle diese Fundorte liegen außerhalb des eigentlichen Lake-Flutrinnen-Schutzgebietes und somit außerhalb der nach Empfehlungen des Naturschutzes bewirtschafteten Rinderweide. Da *S. grossum* sich als Imago recht weit von den Larval-Lebensräumen entfernen kann (MALKUS 1997), geben die Fundorte keinen direkten Aufschluss darüber, wo die Fortpflanzungs-Habitate der Art an der Lake liegen. Nach GREIN (2010) siedelt *S. grossum* bevorzugt in zweischürigen Wiesen mit einer längeren Bewirtschaftungspause zwischen den Mahdterminen. Danach hat dies einen fördernden Einfluss auf die Embryonalentwicklung und den Schlupf von *S. grossum*. Dagegen werden intensiv beweidete

Flächen nicht besiedelt, wogegen eine mittlere Weideintensität mit teilweiser Unterbeweidung und überständigem Altgras toleriert werden (MALKUS 1997). Die Nutzungsintensität an der von Rindern beweideten Untersuchungsfläche an der Lake entspricht nach Einschätzung des Verfassers eigentlich den Ansprüchen von *S. grossum*, denn zur Zeit der Larval-Entwicklung (Mai/Juni) ist die von den Rindern beweidete Lake noch nicht stark abgeweidet. Dies ist tendenziell erst am Ende des Sommers der Fall, wenn die Imagines sich auch schon fernab der Larvalhabitate aufhalten können.

Nach den bisher wenig vorliegenden Daten ist eine Einschätzung zur Bestandsgröße und zum bevorzugten potentiellen Fortpflanzungshabitat nicht möglich. Ob dabei die unterschiedlichen Bewirtschaftungsweisen wie Mahd, Mähweide und extensive Rinderweide eine Rolle spielen, sollte in den nächsten Jahren beobachtet werden.

Weißbrandiger Grashüpfer - *Chorthippus albomarginatus*

Während *C. albomarginatus* im Jahr 2017 an der Lake zu den Arten mit mittlerer Häufigkeit gehörte, war er im Jahr 2018 eine der häufigeren Arten. Er ist im Weserbergland generell etwas weniger verbreitet als der sehr häufige *C. parallelus* (MAAS et al. 2002, GREIN 2010). Auf den Probeflächen in der Flutrinne wurde er nur einmal (2017) bzw. dreimal (2018) nachgewiesen. In den übrigen Bereichen des Untersuchungsgebietes war er vor allem im Jahr 2018 weit verbreitet. Im Jahr 2017 war er insbesondere auf den höher gelegenen und intensiver beweideten Flächen häufiger. Nach GREIN (2010) bevorzugt *C. albomarginatus* dicht bewachsene Kurzrasen gegenüber lückigen und hochwüchsigen Bereichen. In der Flutrinne sind eher die Hochstaudenfluren verbreitet, während auf den höhergelegenen Standorten ein intensiver beweideter Kurzrasen vorherrscht. Dies wird besonders deutlich im Westen der Lake auf den Probeflächen 29 bis 35. Dies erklärt offenbar die unterschiedliche Verbreitung von *C. albomarginatus* in der Lake.

Säbeldornschrecke - *Tetrix subulata*

T. subulata wurde an der Lake im Bereich der Probeflächen nur an den Gewässer-Ufern nachgewiesen. Hier wurde sie auf den mehr oder weniger offenen Schlamm-Boden-Ufern zwischen dem Wasserschwaden-Röhricht gefunden. Als hygrophile Art dürfte sie auf diese feuchtesten Standorte an der Lake beschränkt sein. Diese Standorte sind durch Hochwasser-Ereignisse an der Weser von starken Wasserstandsschwankungen geprägt. Während im Sommer einige dieser Gewässer ganz austrocknen können, sind sie in anderen Jahreszeiten weiträumig überschwemmt.

Im Jahr 2018 wurde *T. subulata* auch am Weserufer gesucht. Dabei gelangen wenige Funde an offenen Bodenstellen im Bereich der Bühnen direkt am Ufer. Nach Auskunft von RUTH SCHRICK-RICHTER besiedeln Dornschrecken auch den Bereich der Flutrinne westlich der Probeflächen. Offensichtlich siedelt *T. subulata* also auch über das engere Untersuchungsgebiet hinaus überall dort, wo in der Aue feuchte offene Bodenstellen zu finden sind.

Zwitscherschrecke - *Tettigonia cantans*

Die leicht hygrophile Art wurde an der Lake in beiden Jahren nur auf wenigen Probeflächen nachgewiesen. Die Fundpunkte verteilen sich gleichmäßig über das gesamte Untersuchungsgebiet, wobei eine Bevorzugung von Teilhabitaten nicht erkennbar ist. Wie bei der anderen leicht hygrophilen Art *C. albomarginatus* ist auch bei *T. cantans* keine Konzentration

der Besiedelung der etwas feuchteren Flutrinne zu erkennen. *T. cantans* profitiert an der Lake von dem hohen Anteil an Hochstauden wie z.B. Brennnesseln, Disteln und Rohrglanzgras (GREIN 2010).

7.5.4.1 Vergleich mit dem E+E-Projekt

In den 1990er Jahren wurden an der Lake 10 Heuschrecken-Arten gefunden (GERKEN et al. 2001a), in den Jahren 2017 und 2018 ebenfalls 10 Arten. Nur während des Weserprojektes konnten *Omocestus viridulus* und *Chorthippus brunneus* gefunden werden, dagegen gab es von *Stethophyma grossum* und *Tetrix subulata* nur Nachweise in den Jahren 2017 und 2018 (Tabelle 78).

Von der Sumpfschrecke *Stethophyma grossum* gelang lediglich im Jahr 2018 ein Nachweis. Dies ist besonders bemerkenswert, da *S. grossum* als einzige im Untersuchungsgebiet gefundene Art Feuchtigkeit stark bevorzugt (MAAS et al. 2002). Auch ist sie die einzige Art, die nach den bundes- und landesweiten Roten Listen einen Gefährdungsstatus hat. Sie gilt in Nordrhein-Westfalen als „stark gefährdet“ (VOLPERS & VAUT 2010). Allerdings ist aus der Literatur (GREIN 2010) und auch aus der Region (BEINLICH mdl.) eine Ausbreitungstendenz bekannt. So wurde *S. grossum* im Weserraum in den letzten Jahren auch bei Godelheim und Holzminden nachgewiesen (BEINLICH mdl., eigene Beobachtungen).

T. subulata wurde in den 1990er Jahren an der Oberweser zwischen Bodenwerder und Würgassen nur bei den Voruntersuchungen der Jahre 1989 und 1990 gefunden. In den Folgejahren 1992 bis 1999 konnte sie im gesamten Untersuchungsgebiet nicht mehr nachgewiesen werden. Nach den Verbreitungskarten des Arbeitskreises Heuschrecken NRW wurde *T. subulata* im Weserraum des Kreises Höxter im Zeitraum 1990 bis 1994 dagegen in den vier Quadranten in der Nähe von Würgassen nachgewiesen (ARBEITSKREIS HEUSCHRECKEN NRW 2009). Dies deutet darauf hin, dass *T. subulata* offenbar erst nach Abschluss des Weserprojektes in die Flutrinne Lake eingewandert ist.

O. viridulus kam in den Jahren 1992 bis 1999 nur 1994 und 1997 an der Lake vor und war auch in den anderen Projektgebieten in den neunziger Jahren relativ selten. In den Jahren 2017 und 2018 konnte er nicht mehr gefunden werden.

Tabelle 78: Heuschrecken-Arten an der Lake in den Jahren 1992 bis 1999 und 2017 bis 2018

	1992-1999	2017-2018
<i>Conocephalus dorsalis</i>	X	X
<i>Tettigonia viridissima</i>	X	X
<i>Tettigonia cantans</i>	X	X
<i>Metrioptera roeselii</i>	X	X
<i>Pholidoptera griseoaptera</i>	X	X
<i>Tetrix subulata</i>	-	X
<i>Stethophyma grossum</i>	-	X
<i>Omocestus viridulus</i>	X	-
<i>Chorthippus brunneus</i>	X	-
<i>Chorthippus biguttulus</i>	X	X
<i>Chorthippus albomarginatus</i>	X	X
<i>Chorthippus parallelus</i>	X	X

C. brunneus wurde in den 1990er Jahren regelmäßig, aber nur vereinzelt an der Lake gefunden, in den Jahren 2017 und 2018 wurde er dagegen nicht nachgewiesen. Da die Art offene Bodenstellen auf eher trockenen Böden benötigt (GREIN 2010) und Grünland wegen der geschlossenen Grasnarbe nur wenig genutzt wird (MAAS et al. 2002), sind die dichtwüchsigen und meist frischen Weiderasen an der Lake kein typischer Lebensraum für diese Art.

Beim fehlenden Nachweis von *O. viridulus* und *C. brunneus* kann auch von Bedeutung sein, dass in den 1990er Jahren insgesamt zehn Jahre untersucht wurde und der Untersuchungsraum dementsprechend größer war als in den Jahren 2017/2018.

7.5.4.2 Erfolgskontrolle

Als ein Wertkriterium für erfolgreiche Naturschutzmaßnahmen in Flussauen kann die Besiedelung mit solchen Arten herangezogen werden, die Feuchtigkeit bevorzugen (hygrophile Arten). In

Tabelle 79 sind die Nachweise der hygrophilen Arten nach MAAS et al. (2002) für die beiden Untersuchungszeiträume 1989 bis 1999 und 2017 bis 2018 gegenübergestellt. In den 1990er Jahren wurden nur drei Arten gefunden, zwei davon nur mit leicht hygrophilem Anspruch. Dagegen waren es in den Jahren 2017/18 fünf Arten, wobei zwei Arten neu hinzukamen, die entweder hygrophil oder sogar als stark hygrophil gelten. **Damit wird klar, dass sich die Heuschrecken-Lebensgemeinschaft der Lake seit den 1990er Jahren bis heute insgesamt zu einem Lebensraum entwickelt hat, der heute erheblich mehr durch Arten gekennzeichnet ist, die Feuchtigkeit bevorzugen. Dies ist als ein deutlicher Erfolg zu werten.**

Tabelle 79: Hygrophile Heuschreckenarten nach MAAS et al. (2002) an der Lake in den Untersuchungszeiträumen 1989-1999 und 2017-2018

		1989-1999	2017-2018
Stark hygrophile Arten			
Sumpfschrecke	<i>Stethophyma grossum</i>	-	X
Hygrophile Arten			
Kurzflügelige Schwertschrecke	<i>Conocephalus dorsalis</i>	X	X
Säbeldornschrecke	<i>Tetrix subulata</i>	-	X
leicht hygrophile Arten			
Zwitscherschrecke	<i>Tettigonia cantans</i>	X	X
Weißbrandiger Grashüpfer	<i>Chorthippus albomarginatus</i>	X	X

Die Entwicklung lief dabei aber offenbar nicht kontinuierlich ab. Nach GERKEN et al. (2001a) wurde das Gebiet vor Beginn der Untersuchungen im Jahr 1989 als intensives Grünland genutzt, das nur durch den Gemeinen Grashüpfer (*Chorthippus parallelus*) besiedelt wurde. Ab Beginn der damaligen Untersuchungen konnte sich die Grasvegetation und später auch die Hochstauden- und Gehölzvegetation wegen Nutzungs-Aufgabe ungehindert entwickeln. Dies führte bis zum Jahr 1999 zu der Besiedelung mit zehn Heuschrecken-Arten. Dabei hatte sich ein Mosaik aus Flächen mit Grasland, Hochstauden und Gehölzen entwickelt. In den Folgejahren wuchs die gesamte Fläche infolge ausbleibender Nutzung fast flächendeckend mit Hochstauden (und teilweise mit Gehölzen) zu (BEINLICH mdl.), was zu einer weitgehenden Verdrängung der fünf Feldheuschrecken-Arten geführt haben dürfte. Durch Einführung

der extensiven Beweidung mit Rindern konnten sich die Graslandschaften wieder weiträumig ausbreiten, so dass eine (Wieder-) Einwanderung dieser Arten aus den umgebenden Grünland-Bereichen stattgefunden haben dürfte. Ein Vorteil der Beweidung durch Rinder ist die Schaffung von Rohboden-Stellen unter anderem an Gewässerufeln in der Flutrinne, aber auch an den kleinen Böschungskanten am Weser-Ufer. Hierdurch wird die Ansiedelung der hygrophilen *Tetrix subulata* stark gefördert, da sie auf diese feuchten Rohbodenbereiche angewiesen ist.

Empfehlungen zur weiteren Entwicklung

Wie im vorigen Kapitel über die Vegetationsentwicklung an der Lake angedeutet, würde eine langfristig ausbleibende Nutzung der Lake zu einer dauerhaft flächendeckenden Hochstaudenflur führen, die bei weiterer Entwicklung langfristig in eine Bewaldung übergehen würde.

Dabei würden zunächst die an Graslandschaften angepassten Feldheuschrecken verdrängt werden, bei zunehmender Bewaldung allerdings auch fast alle weiteren Arten, bis nur noch die an Gehölze angepasste Strauchschrecke (*Pholidoptera griseoaptera*) übrig wäre.

Will man also eine artenreiche, an Feuchtigkeit angepasste Heuschrecken-Lebensgemeinschaft an der Lake erhalten und entwickeln, muss das Gebiet weiterhin weitgehend als Grünland genutzt werden. Dabei ist entscheidend, dass die Nutzung (Beweidung oder Mahd) extensiv erfolgt und neben weiten Bereichen mit Grasland auch erhebliche Bestände an Hochstauden (Brennesseln, Rohrglanzgras und Disteln) erhalten bleiben.

Ein besonderes Augenmerk sollte auf die Entwicklung der Sumpfschrecken-Population gelegt werden. Bisher wurden nur im Jahr 2018 sehr wenige Individuen gefunden, was auf eine aktuelle Einwanderung hindeutet. Ein Monitoring dieser besonders stark hygrophilen und derzeit als gefährdet eingestuften Art ist sehr zu empfehlen und die Nutzung ggf. an die Ansprüche dieser Art anzupassen. Um die an feuchte Offenbodenstellen angepasste Dornschrecke *Tetrix subulata* zu erhalten, ist die weitere Nutzung als Großvieh-Weide sehr sinnvoll.

7.6 Laufkäfer

BEARBEITUNG: BURKHARD BEINLICH, ANDREAS KRÜGER, SVENJA BUSSE

Die Erfassung der Laufkäfer wurde im Zeitraum von Mai 2017 bis Juli 2018 durchgeführt. Ziel ist es, durch Vergleich mit vorliegenden Daten der Laufkäfererhebungen aus den Jahren 1992 bis 1997 durch K. DÖRFER (in: GERKEN et al. 2001a) Aussagen zur Entwicklung der Projektfläche treffen zu können. Weiterhin soll eine naturschutzfachliche Bewertung der Projektfläche in Hinsicht auf die Laufkäferzönose erfolgen.

7.6.1 Material und Methoden

Die Erfassung der Laufkäfer erfolgte mittels Bodenfallen nach BARBER (1931) (im Folgenden „Barberfallen“ genannt). Insgesamt wurden im Jahr 2017 vier, im Jahr 2018 drei Fangperioden durchgeführt. Beprobte wurden pro Jahr drei Standorte mit jeweils 9 (in einem Fall 11) Fallen (insgesamt 27 (bzw. 29) Fallen; Tabelle 80). Um ein möglichst vollständiges Bild der Laufkäferzönose der „Lake“ zu erhalten, wurden im Jahr 2018 die Standorte gewechselt.

Tabelle 80: Charakteristika der Beprobungsstandorte der beiden Untersuchungsjahre

Jahr	Beprobungsstandorte	Standortcharakteristika
2017	Flutmulde 1	Der Standort „Flutmulde 1“ liegt in direkter Nachbarschaft zu einem kleinen Stillgewässer. Die zunächst 9, später 11, Barberfallen wurden am Gewässerrand (Röhricht), im Bereich der feuchten Sohle der Flutrinne (Seggen und Binsen), an deren Hängen (Hochstauden, z.T. nitrophytisch) und auf dem angrenzenden Plateau (Fettwiese) ausgebracht.
	Flutmulde 2	Von den 9 Barberfallen wurden 5 im Bereich der Sohle (lückiger <i>Glyceria</i> -Bestand mit eingestreutem, niedrigwüchsigem Nassgrünland) und 4 im Bereich der Böschung (Grünland mit eingestreuten Hochstauden) ausgebracht. Aufgrund der Witterung waren sowohl die Fallenstandorte in der Sohle als auch die im Böschungsbereich trocken.
	Weserufer 1	Dieser Standort umfasst den direkten, sandigen Uferbereich der Weser, die etwas höher gelegene, von Hochstauden dominierte, eher trockene Berme und den angrenzend gelegenen, ebenfalls trockenen Plateaubereich (Fettwiese). Es wurden 9 Barberfallen ausgebracht.
2018	Röhricht	Alle 9 Fallen wurden in einem Schilf- bzw. <i>Phalaris</i> -Röhricht ausgebracht, das im Mai noch nass-feuchte Standortverhältnisse aufwies, danach aber vollkommen abtrocknete.
	(Hartholzau-)Wald	9 Fallen im überwiegend krautfreiem Waldbereich
	Ufergehölz an der Weser	9 Fallen im Bereich von Weidengebüsch im direkten Uferbereich, überwiegend sandige Standorte

Die Erfassung der Laufkäfer durch Barberfallen erfolgte 2017 über eine vierwöchige Fangperiode und 2018 über eine sechswöchige Fangperiode. Als Fangflüssigkeit fand die sog. „Renner“-Lösung Anwendung, ein Gemisch aus Ethanol, Wasser, Glycerin und Essigsäure im Verhältnis von 4:3:2:1. In beiden Jahren ist es immer wieder zu Fallenverlusten gekommen. Diese sind zum einen auf Viehtritt zurückzuführen, zum anderen auf das Ausgraben durch Tiere (v.a. wohl durch den dort durchaus häufigen Waschbär). Die Verlustrate variierte von Standort zu Standort, lag aber insgesamt unter 10 %.

Zusätzlich zu der Beprobung durch Bodenfallen wurden an ufernahen Standorten (2017: 3

Standorte, 2018: 4 Standorte) Handaufsammlungen mittels Exhaustoren durchgeführt (Karte 1). Die Beprobung wurde viermal (2017/9 bzw. dreimal (2018) wiederholt.

Das gewonnene Material wurde mit einer 70 %-Ethanol/10 %-Essigsäure-Lösung (Verhältnis 2:1) getrennt nach Berberfallen und Standorten konserviert und bestimmt. Die Bestimmung der Laufkäfer erfolgte mittels der gängigen Bestimmungsliteratur (FREUDE, HARDE & LOHSE 1976 und LINDROTH 1985). Einige schwieriger zu bestimmende Individuen, vornehmlich der Gattung *Amara* und *Dyschirius*, sowie einzelne Individuen der Arten *Agonum* und *Harpalus* wurden zur Nachbestimmung bzw. Bestätigung an Herrn CARSTEN HANNIG, Waltrop, geschickt. Die verwandte Nomenklatur richtet sich vornehmlich nach TRAUTNER et al. (2017), in Einzelfällen nach LANUV (2011).

Die Zuordnung zu den ökologischen Gruppen sowie den Habitatpräferenzen orientiert sich im Wesentlichen nach KLEINWÄCHTER et al. (2017), LANUV (2011) und TRAUTNER et al. (2017).

Anmerkungen zum Witterungsverlauf in den Jahren 2017 und 2018

Die Witterungsverläufe in den beiden Jahren waren grundsätzlich verschieden. Während der Herbst 2016 ebenso wie der Winter 2016/17 und das Frühjahr 2017 extrem trocken war (mit Spätfrösten im März/April) waren Sommer und Herbst 2017 und der Winter 2017/18 sehr niederschlagsreich. Im Februar und März folgten dann eine Kälteperiode und anschließend dann ab Mitte April eine fast niederschlagsfreie und warme bis heiße Periode, die bis in den Oktober 2018 hineinreichte.

Für die Untersuchungen bedeutete dies, dass die ersten beiden Fangperioden des Jahres 2017 bei extremer Trockenheit stattfanden. Die dritte Fangperiode war zumindest durch etwas Niederschlag gekennzeichnet. In 2018 herrschten nach dem feuchten Winter während der ersten Fangkampagne noch feuchte Bodenverhältnisse vor. Danach waren Böden und Gewässer ausgetrocknet. Insgesamt herrschten also ungünstige Verhältnisse für die eher hygrophilen Auenbewohner vor.

Anders stellte sich dagegen die Situation für die uferbewohnenden Laufkäfer dar. In 2017 führte die Weser im Frühjahr und Sommer ein ausgeprägtes Niedrigwasser, so dass sich relativ breite (2–3 m) Schlamm- und Sandbänke ausbildeten. Im Frühjahr und Frühsommer waren die Wasserstände dagegen hoch, mit der Folge, dass die Schlamm- und Sandbänke nicht freilagen. Danach kam es dann zu einem noch extremeren Niedrigwasserstand als im Jahr 2017.

7.6.2 Ergebnisse

Im Untersuchungszeitraum vom 06.05.2017 bis zum 23.07.2018 wurden 82 Laufkäferarten mit insgesamt 4.286 Individuen erfasst. In den Barberfallen fingen sich 75 Arten mit 3662 Individuen. Im Rahmen der Handaufsammlungen wurden 54 Arten mit 624 Individuen nachgewiesen.

7.6.2.1 Artenspektrum, ökologische Gilden und Aktivitätsdichten der mittels Barberfallen nachgewiesenen Arten

Einundzwanzig Arten (28 %) der insgesamt gefangenen Laufkäferarten sind als euryök bzw. eurytop einzustufen. Mit 1.207 Individuen liegt ihr Anteil bei 33 % der insgesamt gefangenen Individuen. Mit 10 Arten (13 %) und insgesamt 445 Individuen (12 %) ist der Anteil der stenöken bzw. stenotopen Arten relativ gering.

Acht der nachgewiesenen Laufkäferarten (11 %) gelten als ripicol im engeren Sinne oder weisen einen ihrer Verbreitungsschwerpunkte im Bereich von Fließgewässerufeln auf. Sie werden im Folgenden ebenfalls als ripicol eingestuft und als solche mit in die Auswertung einbezogen. Mit zusammen 142 gefangenen Individuen macht ihre Zahl gerade einmal 4 % des Gesamtfangs aus.

Dreiundzwanzig Arten (31 %) zeigen eine Präferenz für Waldstandorte. Mit 1.390 Individuen machen die „Wald“-Arten einen Anteil von 38 % am Gesamtfang aus.

Hinsichtlich der Präferenzen der nachgewiesenen Arten in Bezug auf die Feuchtigkeitsverhältnisse sind 48 Arten (64 %) mit 2.881 Individuen (79 %) als hygrophil, 19 Arten (25 %) mit 624 Individuen (17 %) als mesophil und 8 Arten (11 %) mit 139 Individuen (4 %) als xerophil einzustufen.

7.6.2.2 Artenspektrum, ökologische Gilden und Aktivitätsdichten der mittels Handfängen nachgewiesenen Arten

Im Rahmen der Handaufsammlungen wurden 54 Arten mit insgesamt 642 Individuen nachgewiesen (Tabelle 76). Der Anteil der euryöken/eurytopen Laufkäfer liegt mit 13 Arten (20 %) und 139 Individuen (21 %) unter den Vergleichswerten der Barberfallenfänge. Mit 10 Arten (22 %) und 71 Individuen (11 %) ist der Anteil der stenöken bzw. stenotopen Arten vergleichbar zu den Ergebnissen der Fallenfänge. Deutlich höher liegt dagegen der Anteil der ripicolen Arten bzw. der Arten der Fließgewässerufeln. Neun Arten (17 %) mit 185 Individuen (29 %) sind dieser Gilde zuzuordnen. Bei den Barberfallenfängen stellen sie gerade einmal 4 % der gefangenen Individuen. Deutlich geringer fällt dagegen der Anteil der „Wald“-Arten mit 12 Arten (22 %) und 65 Individuen (10 %) aus.

Im Rahmen der Handfänge wurden 42 hygrophile Arten (78 %) mit 552 Individuen (86 %) erfasst. Fünf Arten (9 %) mit 8 Individuen (1 %) sind als mesophil und 7 Arten (13 %) mit 82 Individuen (13 %) als xerophil einzustufen.

7.6.3 Arten der Roten Listen

Fünfzehn der nachgewiesenen Laufkäferarten werden auf den Roten Listen Deutschland bzw. NRW geführt (Tabelle 82). Bemerkenswert sind die Nachweise der deutschlandweit stark gefährdeten Arten *Anisodactylus nemorivagus* und *Dyschirius agnatus*, die jeweils in größerer Stückzahl festgestellt wurden. In NRW ist *Anisodactylus nemorivagus* sogar vom Aussterben bedroht. *Dyschirius agnatus* gilt in NRW als eine extrem seltene Art. Ebenfalls deutschlandweit gefährdet ist *Agonum dolens*, der in NRW vom Aussterben bedroht ist. Er konnte mit nur einem Individuum festgestellt werden. *Agonum viridicupreum* und *Dyschirius intermedius* gelten in NRW als stark gefährdet. Beide Arten konnten nur mit wenigen Individuen nachgewiesen werden.

Tabelle 81: Übersicht über die gesamten Laufkäfer-Fangergebnisse (Barberfallen und Handfänge) in den Untersuchungsjahren 2017 und 2018. Die Prozentangaben (gerundet) beziehen sich jeweils auf die Gesamtarten- bzw. Gesamtindividuenzahlen, die jeweils in den ersten beiden Zeilen der jeweiligen Spalten angegeben sind.

	Barberfallen 2017/2018		Handfänge 2017/2018	
	Summe	Anteil	Summe	Anteil
Σ Individuen	3644		642	
Σ Arten	75		54	
stenök/stenotop, Arten	10	13%	10	19%
stenök/stenotop, Individuen	445	12%	71	11%
ripicol, Arten	8	11%	9	17%
ripicol, Individuen	142	4%	185	29%
Waldarten bzw. Arten mit Präferenz Wald	23	31%	12	22%
Waldarten, Individuen	1390	38%	65	10%
euryök/eurytop, Arten	21	28%	13	24%
euryök/eurytop, Individuen	1207	33%	139	22%
hygrophil, Arten	48	64%	42	78%
hygrophil, Individuen	2881	79%	552	86%
mesophil, Arten	19	25%	5	9%
mesophil, Individuen	624	17%	8	1%
xerophil, Arten	8	11%	7	13%
xerophil, Individuen	139	4%	82	13%
stark bzw. gefährdete Arten RL D	4		2	
Arten der Vorwarnliste RL D	2		2	
stark bzw. gefährdete Arten RL NRW	6		2	
Arten der Vorwarnliste RL NRW	5		5	
Extrem seltene Art in NRW			1	

Tabelle 82: Arten der Rote Liste Deutschland bzw. NRW, die im Rahmen der Untersuchungen in der „Lake“ nachgewiesen werden konnten. Es sind die jeweils gefangenen Individuen angegeben, getrennt nach Barberfallenfängen und Handaufsammlungen. Erläuterung: 1 = vom Aussterben bedroht; 2 = stark gefährdet; 3 = gefährdet; V = Art der Vorwarnliste; R = extrem seltene Art

Art	Barberfallenfang	Handaufsammlung	Rote Liste D	Rote Liste NRW
<i>Agonum dolens</i>	1	-	2	1
<i>Agonum viridicupreum</i>	1	-	3	2
<i>Anisodactylus nemorivagus</i>	16	-	2	1
<i>Bembidion azurescens</i>	2	34	V	3
<i>Bembidion decorum</i>	-	4	*	V
<i>Bembidion gilvipes</i>	11	3	*	3
<i>Bembidion lunulatum</i>	3	4	3	*
<i>Bembidion semipunctatum</i>	-	76	*	V
<i>Chlaenius nigricornis</i>	55	1	*	V
<i>Cicindela campestris</i>	1	-	*	V

Art	Barberfallenfang	Handaufsammmlung	Rote Liste D	Rote Liste NRW
<i>Diachromus germanus</i>	5	-	*	V
<i>Dyschirius agnatus</i>	-	24	2	R
<i>Dyschirius intermedius</i>	4	-	*	2
<i>Omophron limbatum</i>	22	10	V	V
<i>Oodes helopioides</i>	53	1	*	V

7.6.4 Diskussion

7.6.4.1 Vergleich der verschiedenen Standorte

Im Folgenden werden die Laufkäferzönosen der verschiedenen beprobten Standorte in Bezug auf ausgewählte Parameter miteinander verglichen (Abbildung 102). Es ist zu berücksichtigen, dass in den Jahren 2017 und 2018 nicht alle Standorte beprobt wurden, so dass für die Standorte Wald, Grünland, Flutmulde und Hochstauden nur aus einem Jahr Daten vorliegen. Da die verschiedenen Standorte zum Teil mit einer unterschiedlich großen Zahl an Barberfallen beprobt wurden, wurden die jeweils insgesamt gefangenen Individuen auf die Anzahl der Fallen umgerechnet. Für die Standorte, die in beiden Jahren beprobt wurden, wurden die Zahlen aus den beiden Jahren summiert.

In den Vergleich werden zudem die Ergebnisse der Handfänge in den Uferbereichen einbezogen.

Ausgesprochen hohe Laufaktivitäten pro Falle erreichen die Laufkäfer im Röhricht und in der Flutmulde – beides Lebensräume, die vom Wasser geprägt sind. Höhere Werte sind zudem im Bereich der Ufer und in den Hochstauden feststellbar – ebenfalls wassergeprägte Lebensräume und feuchtem Mikroklima. Deutlich geringer fallen die Laufaktivitäten im Wald und im Grünland aus.

Dass es letztendlich die Feuchtigkeitsverhältnisse sein dürften, die die Laufaktivitäten maßgeblich beeinflussen, zeigen die Fangergebnisse im Röhricht der Jahre 2017 und 2018. Während im sehr trockenen Frühjahr und Frühsommer 2017 pro Falle im Schnitt nur 34 Individuen registriert wurden, konnten dort nach dem sehr nassen Winter und Frühjahr 2018 mit 121 Individuen pro Falle fast die vierfache Laufaktivität festgestellt werden.

In Bezug auf gefährdete Arten der Roten Listen und der Vorwarnlisten kommt dem Standort „Ufer“ die höchste Bedeutung zu. Hier zeigte sich zudem die vergleichsweise insgesamt höchste Artanzahl mit 53. Im Wald konnten keine Arten der Roten Listen nachgewiesen werden.

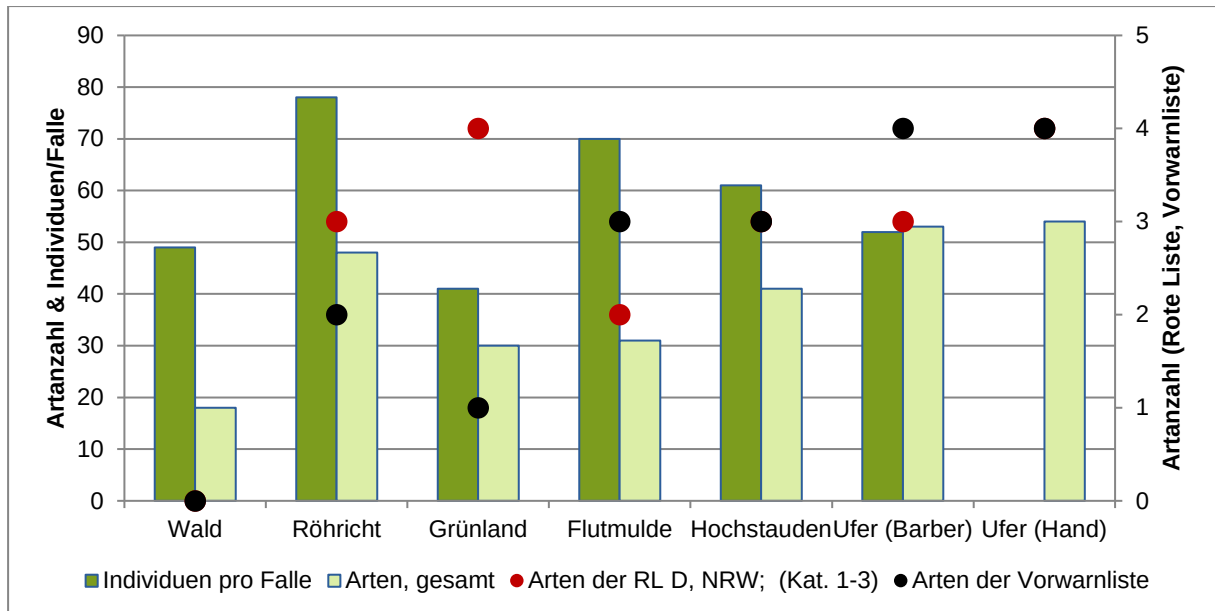


Abbildung 102: Vergleich der verschiedenen untersuchten Standorte in Bezug auf ausgesuchte Parameter. Erläuterungen zur Methodik sind dem Text zu entnehmen.

7.6.4.2 Vergleich der Ergebnisse der Untersuchungen der Jahre 1992–1997 mit den Ergebnissen aus den Jahren 2017 und 2018

Aus den Jahren 1992 bis 1997 liegen Daten zu den Laufkäfern der „Lake“ von K. DÖRFER (in: GERKEN et al. 2001b) vor. Er hat seinerzeit an der „Lake“ insgesamt sechs Standorte regelmäßig mit Barberfallen beprobt, sodass sich ein Vergleich der heutigen Zönose mit der damaligen anbietet.

Die 2017 und 2018 untersuchten Standorte sind in Tabelle 80 aufgelistet. Sie sind allerdings nur zum Teil mit den damaligen Standorten vergleichbar. So wurden von DÖRFER u.a. frisch abgeschobenen Bereiche in die Untersuchungen einbezogen – Standorte, die heute nicht mehr anzutreffen sind. Andererseits existierte in den 1990er Jahren noch kein Wald – 2018 war er, ebenso wie das Weserufer sowie Röhrichte, Gegenstand der Untersuchungen. In den 1990er Jahren wurden letztere ebenfalls nicht beprobt.

Im Rahmen der Untersuchungen der 1990er Jahre und der aktuellen Erhebungen konnten in der „Lake“ bisher 106 Laufkäferarten erfasst werden.

Im Untersuchungszeitraum von 1992 bis 1997 waren es 89 Arten, in den Jahren 2017/18 82 Arten. Ob tatsächlich ein Rückgang der Arten vorliegt, kann nicht eindeutig beantwortet werden. Berücksichtigt man den längeren Erfassungszeitraum in den 1990er Jahren und die sehr trockenen Witterungsbedingungen in den Jahren 2017/18, die sich negativ auf die Laufaktivitäten der überwiegend hygrophilen Arten ausgewirkt haben dürften, ist eher davon auszugehen, dass der anscheinende Rückgang der Arten methodisch bzw. witterungsbedingt ist.

Offensichtlicher sind die Veränderungen in Bezug auf die jeweiligen Zahlen der Roten Liste Arten nach der Roten Liste NRW. Während GERKEN et al. (2001a) in den 1990er Jahren 11 NRW-weit gefährdete Arten (RL 1-3) sowie 9 Arten der Vorwarnliste nachgewiesen hat, waren es 2017/18 nur 6 NRW-weit gefährdete Arten und 7 Arten der Vorwarnliste (vgl. Abbildung 103). Auch in Bezug auf die deutschlandweit gefährdeten Arten bzw. der Arten der Vorwarnliste ist ein Rückgang feststellbar, der aber geringer ausfällt. Auch hier stellt sich wieder

die Frage, inwieweit es sich um tatsächliche Rückgänge handelt oder ob sie methodisch bzw. witterungsbedingt sind. Da mit einer Ausnahme (*Bembidion gilvipes*) alle anderen Arten der Roten Listen meist nur in wenigen Individuen nachgewiesen wurden, ist es wahrscheinlich, dass die Rückgänge zumindest zum Teil auf Erfassungslücken zurückzuführen sind.

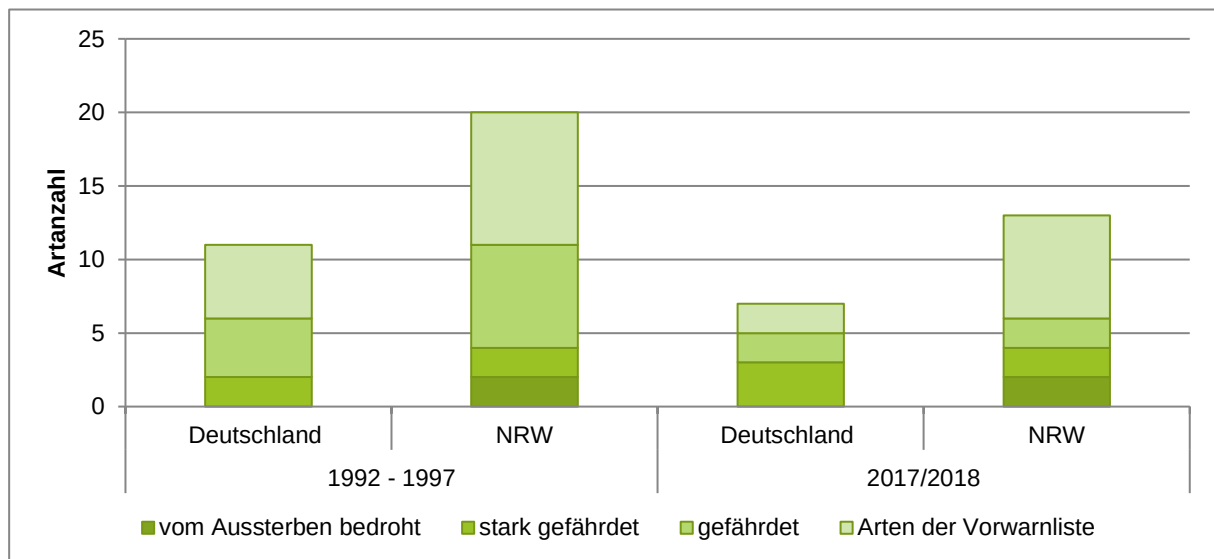


Abbildung 103: Entwicklung der Zahlen der Rote-Liste-Arten in der „Lake“ im Vergleich der Erhebungen in den 1990er Jahren und den aktuellen Erhebungen der Jahre 2017/2018.

Ein Vergleich der Anzahl der Arten mit hoher Stenökologie bzw. deutlich ausgeprägten Habitatpräferenzen bzw. der euryöken/eurytopen Arten zeigt ebenfalls keine eindeutigen Trends (vgl. Tabelle 83). Die Zahl der stenotopen Arten blieb bei 11 Arten, die der für ein naturnahes Fließgewässer wertgebenden ripicolen Arten (im weiteren Sinne) ist mit 10 gegenüber 9 Arten in den 1990er Jahren mehr oder weniger gleichgeblieben. Das gleiche gilt für die Waldarten und euryöken/eurytopen Arten.

Deutliche Unterschiede werden erst bei Betrachtung einzelner Arten bzw. deren Laufaktivitäten offensichtlich. Markante Zunahmen (zwei Abundanzklassen und mehr) sind bei *Agonum emarginatum*, *Bembidion tetracolum*, *Nebria brevicollis* und *Pterostichus anthracinus* festzustellen, deutliche Abnahmen dagegen bei *Carabus auratus* und *Poecilus cupreus*.

Tabelle 83: Entwicklung der Artenzahlen in Bezug auf ausgewählte ökologische Parameter. Erläuterungen: rip/(rip) = ripicol oder Präferenz für Fließgewässerufer; (w)/w = (überwiegend) Waldart

Ökologie	1992 - 1997	2017 - 2018
stenök/stenotop	11	11
rip	5	3
(rip)	5	8
w	3	3
(w)	17	18
euryök/eurytop	16	16

Die größten Veränderungen in Bezug auf die Laufaktivitäten zeigen *Nebria brevicollis* (Zunahme von Dominanzklasse I nach IV) und *Carabus auratus* (Abnahme von V nach II), siehe

Anhang.

Nebria brevicollis gilt als euryöke aber hygrophile Art, die nach TRAUTNER et al. (2017) S. 142 „in den verschiedensten terrestrischen Lebensräumen vorkommt. Die höchsten Aktivitätsdichten werden [...] im frischen Grünland und in Äckern erreicht, aber von Halbtrockenrasen bis zu feuchten Wäldern sind viele weitere Lebensräume stet besiedelt“. Ebenfalls als hygrophil gelten *Agonum emarginatum*, *Bembidion tetracolum* und *Pterostichus anthracinus*, die aber im Gegensatz zu *Nebria brevicollis* nicht als euryök eingestuft werden. Die Gründe für eine Zunahme dieser Arten liegen nicht auf der Hand, denn die Jahre 2017/2018 waren extrem trocken und somit für hygrophile Arten eher ungünstig.

Carabus auratus ist dagegen eine stenöke Art mesophiler Standorte (KLEINWÄCHTER et al. 2017) und präferiert das Offenland. Gründe für den eindeutigen Rückgang dieser Art sind zunächst nicht offensichtlich. Ob der Rückgang den trockenen Witterungsbedingungen geschuldet ist oder ob Veränderungen im Lebensraum dafür verantwortlich zu machen sind, kann nicht beurteilt werden. Das gleiche gilt für *Poecilus cupreus*, die als hygrophile Art ebenfalls stärkere Bestandsrückgänge zu verzeichnen hat.

Zwölf der 2017/2018 erstmals nachgewiesenen Laufkäferarten sind hygrophil, die anderen mesophil. *Agonum viridicupreum*, *Anisodactylus nemorivagus*, *Dyschirius agnatus* und *Omophron limbatum* sind jeweils auf den Roten Listen Deutschlands bzw. NRW vertreten, *Agonum viridicupreum* und *Anisodactylus nemorivagus* sind in NRW sogar „Vom Aussterben bedroht“.

Die nicht mehr nachgewiesenen Arten sind ebenfalls hygrophil, einzig *Calathus fuscipes* gilt als eine xerophile Art. Einige der hygrophilen Arten haben spezielle Ansprüche an ihren Lebensraum. So präferiert *Agonum gracile* nach TRAUTNER et al. (2017) nährstoffarme und saure Untergründe, *Pterostichus diligens* bevorzugt dagegen nährstoffarme Standorte mit einer ausgeprägten Moosschicht (TRAUTNER et al. 2017). In der Lake sind nährstoffarme Standorte nicht oder kaum anzutreffen. Im Rahmen der Renaturierungen in den 1990er Jahren wurden aber im größeren Umfang nährstoffreiche Oberböden abgeschoben, die diesen Arten ein zeitlich begrenztes Vorkommen ermöglicht haben können. *Thalassophilus longicornis* konnte als „charakteristische Art der Uferfauna dynamischer, mittlerer bis größerer Fließgewässer mit naturnahen Uferstrukturen“ (TRAUTNER et al. 2017, S. 191) 2017/2018 nicht nachgewiesen werden, obwohl sich die Uferbereiche der Weser aufgrund der seit mehreren Jahren praktizierten großflächigen Beweidung zumindest auf einen schmalen Streifen dynamisch entwickelt haben. Andere typische Arten der Fließgewässer, insbesondere *Omophron limbatum*, haben hiervon im Gegensatz zu *T. longicornis* deutlich profitiert.

7.6.4.3 Schlüsselarten nach JANUSCHKE (2017)

JANUSCHKE (2017) identifizierte Laufkäferarten, die eine biogeografische Charakterisierung und letztendlich auch Bewertung von Auen erlauben. Es handelt sich um die Arten, die auf naturnahe Ufer- und Auenbereiche spezialisiert sind. Für das Westliche Mittelgebirge werden 14 Schlüsselarten genannt, von denen bisher acht in der „Lake“ nachgewiesen wurden. Im Rahmen der aktuellen Untersuchungen konnten allerdings nur drei dieser Schlüsselarten festgestellt werden (vgl. Tabelle 84). Hinzu kommen weitere sechs Schlüsselarten des Nordwestdeutschen Tieflandes, von denen drei auch im Rahmen der aktuellen Untersuchungen festgestellt wurden (Tabelle 84). Auch wenn sie von JANUSCHKE (2017) nicht für die Mittelgebirge gelistet wurden, sind sie auch für die „Lake“ als wertbestimmend zu betrachten, da sie als Indikatoren für ganz bestimmte Habitatqualitäten stehen.

Tabelle 84: Im Bereich der „Lake“ nachgewiesene Schlüsselarten für die Westlichen Mittelgebirge nach JANUSCHKE (2017); nachrichtlich sind weitere Schlüsselarten aufgelistet, die für das Nordwestdeutsche Tiefland gelistet sind – und an der „Lake“ festgestellt wurden

Schlüsselarten der Westlichen Mittelgebirge	1992 - 1997	2017/2018	Individuen 2017/2018
<i>Agonum marginatum</i>	x	x	7
<i>Agonum piceum</i>	x		
<i>Agonum thoreyi</i>	x		
<i>Agonum versutum</i>	x		
<i>Bembidion decorum</i>	x	x	4
<i>Bembidion schueppeli</i>	x		
<i>Dyschirius agnatus</i>		x	24
<i>Thalassophilus longicornis</i>	x		
Arten des Nordwestdeutschen Tieflands			
<i>Bembidion assimile</i>	x		
<i>Chlaenius vestitus</i>		x	6
<i>Clivina collaris</i>	x		
<i>Dyschirius intermedius</i>	x	x	4
<i>Omophron limbatum</i>		x	32

Die meisten der aktuell nachgewiesenen Schlüsselarten weisen nur eine (extrem) geringe Abundanz auf. Das gilt auch für die älteren Nachweise – GERKEN et al. (2001b) stuft sie alle in die Dominanzklasse I ein. Lediglich *Dyschirius agnatus* (eine in NRW extrem seltene Art) und *Omophron limbatum* wurden 2017/18 in namhafter Stückzahl festgestellt.

7.6.5 Fazit

Die wesentlichen Ziele der Auenregeneration im Bereich der „Lake“ waren eine Anreicherung der Aue mit auentypischen Lebensräumen inkl. der Förderung von Auwäldern und die Schaffung naturnäherer, dynamischer Uferstrukturen.

Eine zusammenfassende Bewertung der aktuell in der „Lake“ anzutreffenden Auelebensräume aus Sicht der Laufkäferfauna stellt sich wie folgt dar:

Die angepflanzten oder im Zuge der Sukzession entstandenen Waldbereiche oder Gehölzbestände werden von Waldarten oder Laufkäferarten, die sich zum überwiegenden Teil im Wald aufhalten, besiedelt. Die Artenzahl ist mit 18 gering, die Laufaktivitäten ebenfalls. Stenotope oder Arten der Roten Listen konnten nicht festgestellt werden.

Von den auentypischen Lebensräumen kommt insbesondere dem Röhricht und den direkten Uferbereichen der Weser (und auch der Kleingewässer) eine große Bedeutung für die Laufkäfer zu. Dort wurden die meisten Arten und hohe Laufaktivitäten festgestellt. Das gleiche gilt für die Anzahl der gefährdeten und/oder stenotopen Arten. Die vergleichsweise schlechten Ergebnisse im Bereich der untersuchten Flutmulde als weiterem auentypischen Lebensraum sind vermutlich auf die trockenen Witterungsbedingungen zurückzuführen, die auch die Ergebnisse in Bezug auf das untersuchte Röhricht beeinflusst haben dürften. Positiv dürften sich dagegen die extremen Niedrigwasserstände der Weser im Frühjahr/Frühsummer 2017

und Sommer 2018 auf die Uferfauna ausgewirkt haben, da so Sand- und Schlammflächen im größeren Umfang trockenfielen. Die besonderen Wertigkeiten der Uferbereiche der Weser bzw. deren Potentiale für die Laufkäfer werden durch die Vorkommen der Schlüsselarten nach JANUSCHKE (2017) sowie weiterer Arten der Roten Liste belegt. Hervorzuheben sind hier insbesondere die Vorkommen von *Dyschirius agnatus* und *Omophron limbatum*.

Der Vergleich der aktuellen Erhebungen mit den Daten aus den 1990er Jahren zeigt, dass es Artenverschiebungen und vermutlich auch Artenverluste gegeben hat. Hierbei ist aber zu berücksichtigen, dass die beiden Untersuchungsjahre aufgrund der extrem trockenen Witterungsverläufe die Ergebnisse insbesondere in Bezug auf die Laufaktivitäten negativ beeinflusst haben dürfte, so dass die eine oder andere „verschollene“ Art in Wirklichkeit noch präsent sein dürfte. Unter Berücksichtigung dieses Sachverhaltes ist es offensichtlich zu keinen grundlegenden Veränderungen in der Laufkäferzönose der „Lake“ gekommen.

Daraus lassen sich folgende Empfehlungen für die zukünftige Entwicklung der „Lake“ ableiten:

- Weitere Optimierung der autotypischen Strukturen (Vertiefung der Einlaufbereiche der zentralen Flutmulde zur Gewährleistung einer regelmäßigen Durchströmung auch bei kleineren Hochwassern und punktuelle Vertiefung zur Schaffung weiterer Stillgewässer sowie zur Förderung von Röhrichten, Vergrößerung der Auwaldbereiche mit Arten der Weich- und Hartholzaue)
- Optimierung der Uferbereiche der Weser (Abflachung der Ufer und Förderung von Sand- und Schlammflächen durch Optimierung der Buhnenfelder)
- Optimierung des Weidemanagement (teilweises belassen von Hochstaudensäumen entlang der Weserufer und Stillgewässer, Reduzierung der Besatzdichte oder Verkürzung der Beweidungsdauer, Trittbelastungen am Weserufer reduzieren)

7.7 Zusammenfassende Auswertung – E+E-Vorhaben „Oberweser“

BEARBEITUNG: STEFFEN STEENKEN, MARCEL KLEINSCHMIDT, DOMINIQUE REMY – UNIVERSITÄT OSNABRÜCK

Um den Gesamterfolg des E+E-Vorhabens einschätzen zu können, wird im Nachfolgenden zunächst noch einmal die Gesamtentwicklung der untersuchten Organismengruppen kurz skizziert. Im Anschluss erfolgt die Zielkontrolle, in der geprüft wird, inwiefern die beobachteten Entwicklungen den Zielstellungen entsprechen und somit die Ziele erreicht wurden. Auf gleiche Weise werden dann auch die Maßnahmen auf ihren Erfolg hin betrachtet. Darauf folgen eine Zusammenstellung verschiedener Problemfelder, die sich ggf. negativ auf den Vorhabenserfolg ausgewirkt haben, und eine Auflistung von Empfehlungen für die weitere Entwicklung des Projektgebietes. Zuletzt wird der Gesamterfolg des Vorhabens im Fazit abschließend bewertet.

7.7.1 Entwicklungstrends im Überblick

Die Entwicklung von Flora und Fauna im Projektgebiet lässt sich aus heutiger Sicht wie folgt zusammenfassen:

In den ersten Jahren nach Umsetzung der Renaturierungsmaßnahmen ließ sich zunächst ein genereller Anstieg der Biodiversität verzeichnen, der in erster Linie auf die Schaffung offener Pionierstandorte und das gesteigerte Angebot an Stillgewässerlebensräumen zurückzuführen ist. Gerade Artengruppen, die unmittelbar von der Wiedervertiefung und Neuanlage von Kleingewässern profitieren konnten, wie Makrozoobenthos, Fische, Amphibien und Libellen, zeigten in dieser Zeit deutlich positive Entwicklungstrends.

In der Folgezeit ließ sich mit Fortschreiten der Sukzession ein Rückgang der offenen Pionierstandorte und ihrer Lebensgemeinschaften beobachten. Eine regelmäßige Erneuerung bestehender bzw. die Schaffung neuer Pionierstandorte durch aktive Umlagerungsprozesse infolge von Hochwasserereignissen blieb weitgehend aus, da die tief in ihre Gerinne eingeschnittene Oberweser die Aue nur selten erreicht und der Uferwall im oberstromigen Einlaufbereich der Flutrinne ein dynamisches Einstromen der Oberweser in die Flutrinne verhindert. Infolgedessen fehlen der Avizönose des Untersuchungsgebietes bis heute Arten, die auf eine hohe Auendynamik angewiesen sind. Auch entsprechende Libellenarten wie *Ischnura pumilio* sind nach wenigen Jahren wieder aus dem Gebiet verschwunden.

Zeitgleich kam es zur Ausbreitung von Röhrichten und Hochstaudenfluren und einem quantitativen wie qualitativen Rückgang der Grünlandvegetation. Von der Zunahme der Röhricht-Bestände profitierte die Kurzflügelige Schwertschrecke *Conocephalus dorsalis*, deren Population sich deutlich vergrößerte, während die Feldheuschrecken, die sich zwischenzeitlich etabliert hatten, wieder in ihren Beständen zurückgingen. Besonders profitierte auch der Sumpf-Rohrsänger von dieser Entwicklung, wie auch andere Offenland-Arten.

Gegen Ende des E+E-Vorhabens nahmen schließlich die Gehölze zunehmend strukturprägenden Charakter an, wodurch es zur Ansiedlung erster Vogelarten der Wälder und Waldränder kam. Parallel zur Entwicklung der Gehölze nahm der Anteil baum- und höhlenbewohnender Vogelarten bis in die heutige Zeit weiter zu, während Arten offener Standorte weiter zurückgingen.

Mit der Wiedereinführung der Beweidung im Jahr 2011 wurde erstmals wieder steuernd in die Entwicklung des Untersuchungsgebietes eingegriffen. Die Röhrichte und Hochstaudenfluren, die bis dahin die offenen Bereiche der Aue dominierten, wurden weitgehend zurückgedrängt und extensives Weidegrünland reetabliert, was den Feldheuschrecken zugutekam.

Eine weitere Folge der Beweidung war die Schaffung von Offenböden, wovon die Säbel-Dornschrecke *Tetrix subulata* profitierte. Insgesamt zeichnet sich das Untersuchungsgebiet aktuell durch eine stärker hygrophile Heuschreckengemeinschaft aus als dies in den 1990er Jahren der Fall war.

Die zunehmende Beschattung der Kleingewässer führte zu einem allgemeinen Rückgang der Artanzahlen und Abundanzen der Libellen im Untersuchungsgebiet. Auch für die Amphibien beginnt die Beschattung mittlerweile ein Problem darzustellen, da es sich bei den im Gebiet vorkommenden Arten um Bewohner besonnener Stillgewässer handelt.

Die Situation der Laufkäferzönose im Projektgebiet blieb größtenteils unverändert. Positiv ist, dass am Weserufer mit unter anderem *Omophron limbatum* und *Dyschirius agnatus* nun auch typische Uferarten nachgewiesen werden konnten.

Tabelle 85: Überblick über die Entwicklung der untersuchten Artengruppen an der Lake. Für jede Artengruppe ist der Zustand im Allgemeinen (allg.) und speziell in Hinblick auf wertgebende Arten (**wertg.**) angegeben. Zustände: rot = rudimentär; orange = defizitär; gelb = mäßig; hellgrün = gut; dunkelgrün = sehr gut. Entwicklungstrends: ↗ = positiv; → = gleichbleibend; ↘ = negativ. Erfolg: rot = sehr negative Veränderung; orange = negative Veränderung; gelb = keine Veränderung; hellgrün = positive Veränderung; dunkelgrün = sehr positive Veränderung.

Parameter		Zustand				Maßnahme	Erfolg
		'90	'00	'10	'18		
Vegetation	allg.		↗	→	→	Positiv und negativ: Nutzungsaufgabe (bis 2010), Beweidung (ab 2010)	+
	wertg.		↗	→	↘		
Amphibien	allg.		↗	→	↘	Positiv: Anlage von Kleingewässern	+
	wertg.		↗	→	↘	Negativ: Initialpflanzungen	
Heuschrecken	allg.		↗	↘	↗	Positiv: Beweidung	+
	wertg.		↗	→	↘	Negativ: Nutzungsaufgabe, Initialpflanzung	
Libellen	allg.		↗	→	→	Positiv: Anlage von Kleingewässern	+
	wertg.		↗	↘	→	Negativ: Initialpflanzungen	
Laufkäfer	allg.		↗	→	→	Positiv: Nutzungsaufgabe, Anlage von Kleingewässern, (Reduzierte Unterhaltung der Weserufer)	+
	wertg.		→	→	↗		
Avifauna	allg.		↗	↗	↗	Positiv: Initialpflanzungen, Nutzungsaufgabe	+
	wertg.		↗	↗	↘	Positiv und negativ: Beweidung	

7.7.2 Zielkontrolle

Leitziel des Vorhabens an der Lake war nach GERKEN et al. 2002 „*der Erhalt bzw. die Wiederherstellung autotypischer Strukturen und Prozesse v.a. im Bereich der Flutrinne durch vorsichtigen Eingriff in den vom Menschen initiierten Verlandungsprozess. Dabei wurden die vorhandenen Pflanzen- und Tierbestände besonders berücksichtigt. Insbesondere eines der bedeutendsten noch erhaltenen Fischbrutgebiete an der Oberweser findet sich im Bereich der Flutrinne. Die Entwicklung eines großflächigen Auwaldkomplexes mit kurzfristig noch eingestreuter extensiver Grünlandwirtschaft soll initiiert bzw. gefördert werden.*“ An dieser Stelle ist anzumerken, dass die weitgehende Nutzungsaufgabe und Sukzession auf den Flächen des Vorhabens nicht zu den im ursprünglichen Projektantrag genannten Zielen gehörte. Sie war vielmehr Folge des Umstandes, dass zum damaligen Zeitpunkt die Flächen entweder als zu klein für ein sinnvolles Weidemanagement erachtet wurden oder kein Bewirtschafter gefunden werden konnte.

7.7.2.1 Auentypische Strukturen und Prozesse

In Hinblick auf die Förderung auentypischer Strukturen sind in erster Linie die Erhöhung der Gewässervielfalt durch die Vertiefung und Neuanlage von Kleingewässern im Bereich der Flutrinne und die Entwicklung der angepflanzten Auwaldinitialen zu nennen. Letztere bestimmen das aktuelle Erscheinungsbild der Untersuchungsfläche. Infolge der Wiederaufnahme der Beweidung ist zu erwarten, dass der Gehölzbestand eher den Charakter eines Hutewaldes annehmen wird als den eines Auwaldes.

Was auendynamische Prozesse betrifft, muss konstatiert werden, dass die Morphodynamik auf der Fläche nach wie vor stark eingeschränkt ist. Zwar konnten im Bereich der Flutrinne insbesondere nach den starken Hochwasserereignissen der Jahre 1995 und 1998 deutliche Umlagerungsprozesse dokumentiert werden, doch blieb die Dynamik generell hinter den ursprünglichen Erwartungen zurück. So blieben ein regelmäßiges Auf-Null-Setzen der Sukzession und die Neuschaffung von Offenbodenbereichen aus. In der Folge verschwanden die anfänglich aufgetretenen Pionierfluren wieder und kam es zu einer flächigen Ausbreitung verhältnismäßig einheitlicher Hochstauden- und Röhrichtbestände.

Durch die Beweidung der Fläche ab 2011 konnte die fehlende Dynamik zumindest in Teilen wieder kompensiert werden. So führt der Tritt durch das Weidevieh zur Entstehung von Offenböden im Bereich der Flutrinne und des Weserufers, die von Dornschrecken und ripicolen Laufkäfern besiedelt werden.

Letztendlich ist es also gelungen mit Kleingewässern, Auwaldinitialen und – mithilfe von Beweidung – Offenböden als auentypische Strukturen im Untersuchungsgebiet zu etablieren. Eine echte Re-Dynamisierung der Aue wurde allerdings nicht erreicht.

7.7.2.2 Kleingewässer/Flutrinne

Die Vegetation in der Flutrinne und im Uferbereich der regenerierten Kleingewässer diversifizierte sich zu Beginn rasch und es bildeten sich vielfältige Röhrichtgesellschaften aus. Während in der übrigen Flutrinne großflächige Rohrglanzgras-Röhrichte vorherrschten, prägten an den Kleingewässern vor allem Schwanenblumen- und Wasserschwaden-Röhrichte das Bild. Heute sind diese Gesellschaften hauptsächlich auf den ausgezäunten Teil der Flutrinne reduziert (vgl. Abbildung 87). An den übrigen Kleingewässern sind dagegen beweidungstolerantere Klein-Röhrichte mit Wasserfenchel etabliert.

Amphibien und Libellen reagierten insgesamt sehr positiv auf die Erweiterung des Lebensraumangebotes durch die Schaffung zusätzlicher Kleingewässer. Gegenüber dem Zustand von 1999 zeigt sich aktuell jedoch wieder ein Rückgang der Artanzahlen. Als Gründe werden das Fehlen von Auendynamik und die Beschattung durch die gepflanzten Gehölze genannt. Die aktuelle Situation der Amphibien ist zudem insofern schwierig zu bewerten, als dass das Untersuchungsgebiet relativ isoliert von potentiellen Spenderpopulationen liegt und die angrenzenden Landlebensräume von nur geringer Eignung für die meisten Amphibien sind.

Insgesamt konnte somit eine Zustandsverbesserung der Kleingewässer und der Flutrinne erreicht werden. Etwas kritisch zu sehen ist der Rückgang der Schwanenblume als gefährdeter Art infolge der Beweidung.

7.7.2.3 Vorhandene Pflanzen und Artengemeinschaften

Die allgemeinen Entwicklungen der Artengemeinschaften auf der Fläche wurden bereits zusammengefasst (siehe Kapitel 7.7.1). Es wird deutlich, dass im Zuge des Vorhabens eine Erhöhung der Artenvielfalt und Biodiversität eingesetzt hat. Es zeigt sich aber auch, dass die verschiedenen Artengruppen in unterschiedlicher Weise und in unterschiedlichen Geschwindigkeiten auf die Renaturierung reagierten. So kam es beispielsweise bei den Laufkäfern zu keinen grundlegenden Veränderungen, während die Anzahl der Brutvogelarten im Untersuchungsgebiet parallel zur Gehölzentwicklung über den gesamten Zeitraum beständig anstieg und sich typische Arten der Hartholzauwe ansiedelten. Wieder andere Artengruppen lassen nach einem anfänglich sehr starken Zuwachs wieder einen leichten Artenrückgang erkennen. Über den Gesamtzeitraum betrachtet hat sich das Spektrum vorhandener Pflanzengesellschaften und Tierarten allerdings eindeutig erweitert.

Die Etablierung autotypischer Arten, insbesondere solcher, die auf eine intakte Auendynamik angewiesen sind, konnte durch die umgesetzten Maßnahmen auf faunistischer Ebene meist nur vorübergehend erreicht werden. So traten beispielsweise unter den Libellen Pionierarten wie *Ischnura pumilio* nur in den ersten Jahren nach Umgestaltung der Kleingewässer auf. In anderen Fällen blieb die Etablierung von Arten mit hohen Ansprüchen an die Morphodynamik wie z.B. Uferschwalbe und Flussregenpfeifer gänzlich aus.

Während also im Ganzen eine Aufwertung des Untersuchungsgebiets erreicht wurde, scheint es auch weiterhin an der nötigen Dynamik zu mangeln, um eine wirklich autotypische Biozönose zu etablieren.

7.7.2.4 Auwaldkomplexe

Der Gehölzbestand der Untersuchungsfläche geht größtenteils auf die getätigten Initialpflanzungen zurück. Dies ist gut daran zu erkennen, dass die vorhandenen Gehölze fast ausschließlich derselben Alterskohorte angehören und die Trupps und Linien, in denen die Gehölze gesetzt worden sind, auch heute noch recht isoliert voneinander stehen und klar als solche zu erkennen sind. Ein Lückenschluss durch nachwachsende Gehölze blieb bisher weitgehend aus. Ein möglicher Grund wäre das Fehlen der zum Auskeimen neuer Gehölze benötigten Offenbodenstellen infolge unzureichender Dynamik. Ein weiteres Hindernis für die Entstehung eines geschlossenen Gehölzbestandes ist sicherlich in der Beweidung der Fläche und dem damit einhergehenden Verbiss zu sehen. Auch die Ausbildung einer auwaldgerechten Krautflur wird auf diese Weise verhindert, wobei der Oberweserraum allerdings ohnehin nur über ein geringes Wiederbesiedlungspotential durch entsprechende Pflanzenarten verfügt (TÜRK, mdl.).

Sicherlich ist es noch zu früh, um die Auwaldentwicklung abschließend zu bewerten. Unter den aktuellen Bedingungen ist jedoch davon auszugehen, dass sich der Park- oder Hutewald-Charakter, der heute bereits in Grundzügen erkennbar ist, langfristig noch weiter verstärken wird. Diese Entwicklung mag wegen des damit einhergehenden, erhöhten Angebotes an Saumstrukturen und der geringeren Verschattung der Fläche zu begrüßen sein, stellt strenggenommen aber eine Abkehr vom Ziel der Etablierung eines großflächigen Auwaldkomplexes dar.

7.7.3 Maßnahmenkontrolle

Im Folgenden werden die umgesetzten Maßnahmen noch einmal kurz hinsichtlich ihrer Folgen für Dynamik, Lebensraumangebot und Fauna und Flora betrachtet.

7.7.3.1 Wiedervertiefung vorhandener Flutmulden, Schaffung von Kleingewässern mit unterschiedlicher Wasserführung, Erweiterung vorhandener Kleingewässer

In Hinblick auf morphodynamische Prozesse war die Maßnahme von vorübergehendem Erfolg. Zwar sind über den gesamten Zeitraum Umlagerungsprozesse aus den Flutmulden dokumentiert (GERKEN et al. 2001 a), doch hat sich die Morphologie nach den ersten Jahren weitgehend stabilisiert.

Insgesamt konnte das Angebot vorhandener Kleingewässer als Lebensraum für Libellen und Amphibien erweitert werden. In den Verlandungsbereichen am Ufer der Kleingewässer etablierten sich verschiedene Röhrichte und Hochstaudenfluren. Besonders zu erwähnen sind an dieser Stelle Schwanenblumen-Röhrichte und das Vorkommen des Fluss-Greiskrauts und des Großen Wasserfenchels. Diese Bereiche zählen aus vegetationskundlich-floristischer Sicht zu den wertvollsten des Untersuchungsgebietes.

7.7.3.2 Schaffung von Pionierstandorten durch Abschieben des Oberbodens

Auf den abgeschobenen Flächen im Bereich der Flutrinne und auf dem Werder siedelten sich rasch verschiedene Pioniergesellschaften an, vor allem Gänsefuß- und Zweizahnfluren. Auf dem Werder zeigten sich vielfältige Annuellen-Fluren mit *Rorippa silvestris*, *Matricaria inodora* und *M. chamomilla*. Während im Bereich der Flutrinne die Pioniergesellschaften bereits 1995 von konkurrenzstärkeren Röhrichten und Hochstaudenfluren verdrängt worden sind, erhielten sich auf dem Werder noch für einige Jahre vergleichsweise trocken-magere Standorte, auf denen sich konkurrenzschwächere Arten behaupten konnten. So stellten sich diese Flächen 1997 als schütterte Grasbestände dar, die durchsetzt wurden von *Verbascum thapsus*, *Verbascum densiflorum* und *Lactuca serricola*. Im Jahr 1999 kam es nach einem stärkeren Hochwasser dann noch einmal zu einem flächigen Absterben der Vegetation in Teilen der Untersuchungsfläche und einer Ausbreitung der annuellen Ruderalfluren, die bis dahin immer weiter zurückgegangen waren (GERKEN et al. 2001a).

Mittlerweile sind die meisten der oft kurzlebigen Pioniergesellschaften, die in den 1990er Jahren dokumentiert wurden, wieder verschwunden und von Röhrichten, Hochstauden oder - in jüngerer Vergangenheit - Grünlandgesellschaften ersetzt worden. Heute sind Pionierfluren fast ausschließlich am Weserufer zu finden, wo noch eine gewisse Umlagerungsdynamik existiert.

Die Maßnahme war somit im Bereich der Flutrinne nur kurzfristig von Erfolg. Um dort langfristig Pioniergesellschaften zu halten, wäre wahrscheinlich eine höhere Überflutungsdynamik oder die regelmäßige Wiederholung der Maßnahme vonnöten gewesen. Auf dem trockeneren Werder zeigte die Maßnahme dagegen bis mindestens 1999, also über die gesamte Laufzeit des E+E-Vorhabens Wirkung. Sie ist somit durchaus als Erfolg zu werten.

7.7.3.3 Initialpflanzungen von autochthonen Weich- und Harthölzern im größten Teil des Vorhabensgebietes

Explizite Auswirkungen der Gehölzpflanzungen auf die Überflutungsdynamik und den Hochwasserabfluss sind nicht untersucht worden und auch nicht dokumentiert.

Laut GERKEN et al. (2001a) entwickelten sich die gepflanzten Gehölze gut. Mittlerweile erreichen sie teils mehr als 20m Höhe und bestimmen das Erscheinungsbild und die Struktur vor allem des westlichen Teils der Untersuchungsfläche. Wie bereits erwähnt, beginnt der Gehölzbestand infolge der Beweidung mehr einen Park- bzw. Hutewaldcharakter anzunehmen als den eines geschlossenen Auwaldes. Ein aus vegetationskundlicher Sicht interessanter Aspekt ist die Durchdringung der reetablierten Grünlandvegetation mit der Krautschicht der Gehölzbestände.

Als positiver Effekt der Maßnahme ist vor allem die zunehmende Besiedlung des Untersuchungsgebietes durch Vogelarten der Hartholzau zu nennen, der mit einem generellen Artzuwachs der Avifauna infolge des gesteigerten Struktur- und Nistplatzangebotes einhergeht. Bei der Untersuchung der Laufkäfer konnten dagegen aktuell keine wertgebenden Arten und auch nur geringe Art- und Individuenzahlen dokumentiert werden. Negativ ist die Beschattung der Kleingewässer durch die Gehölze in Bezug auf die Libellen- und Amphibienfauna, da die meisten Arten warme und besonnte Gewässer bevorzugen.

Alles in allem ist es gelungen, autotypische Gehölze zu etablieren und das Untersuchungsgebiet strukturell deutlich aufzuwerten. Ob sich die Initiale zu einem standorttypischen Auwald entwickeln werden, hängt nicht zuletzt vom zukünftigen Management der Fläche ab und der Frage, welche Faunen- und Florenelemente man zukünftig bewahren und fördern möchte.

7.7.3.4 Flächenmanagement: freie Sukzession und spätere Wiederaufnahme der Beweidung

Schwerpunktmäßig führte die freie Sukzession zur starken Ausbreitung verschiedener, oft nitrophytischer Röhrichte und Hochstaudenfluren. Artenreiches Weidegrünland, das insbesondere auf dem Werder zu finden war, wurde immer weiter zurückgedrängt. Nach 1999 setzte sich dieser Prozess nach Aussagen der Bearbeiter fort, sodass die offenen Bereiche des Untersuchungsgebietes nahezu völlig von artenarmen Röhrichten und Hochstaudenfluren bedeckt wurden.

Um diese floristische Vereinheitlichung der Fläche zu stoppen, wurde im Jahr 2011 wieder mit der Beweidung begonnen. Ein Faktor, der entscheidend zu diesem Schritt beigetragen hat, war die Erkenntnis, dass man zu Beginn des Vorhabens die Auedynamik auf der Fläche überschätzt und das Beharrungsvermögen der Auenlehmauflage unterschätzt hatte, weshalb sich Röhrichte und Hochstauden ungehindert ausbreiten konnten, während kaum neue Pionierstandorte entstanden.

Die Auswirkungen der Beweidung wurden bereits an verschiedenen Stellen angesprochen. Als positiv sind zu nennen:

- Schaffung von Offenbodenbereichen
- Re-Etablierung von (noch artenarmem) Weidegrünland
- Verbesserung der Lebensbedingungen für Feldheuschrecken
- Verlangsamung der weiteren Beschattung der Kleingewässer

Kritisch zu sehen zu sehen ist, dass die Beweidung fast flächendeckend erfolgt und nur ein kleiner Teil der Flutrinne davon ausgenommen ist. Somit sind die für Sumpfrohrsänger und Rohrammer wichtigen Hochstauden und Röhrichte stark zurückgedrängt worden. In Bezug auf die Laufkäferzönose zählen die Röhrichte sogar zu den wertvollsten Bereichen im Untersuchungsgebiet. Entsprechend empfehlen die Bearbeiter die Auszäunung verschiedener Teilflächen nach dem Rotationsprinzip.

Eine zusätzliche Problematik stellt die Datenlage dar: Dadurch, dass in den Jahren 2010 und 2011 keine Nacherhebungen stattfanden und der Zustand des Untersuchungsgebietes vor Beweidung nicht dokumentiert ist, fehlt es an Vergleichsdaten, um die etwaigen Vorteile der Beweidung gegenüber freier Sukzession klar quantifizieren und verbindlich beurteilen zu können.

Daher bleibt nur festzuhalten, dass beide Strategien - zu gegebener Zeit und an der passenden Stelle - ihre Vorzüge besitzen. Ohne eine freie Sukzession in den ersten Jahren hätten sich die Uferbereiche der Kleingewässer (Schwanenblumen-Röhricht) und an der Weser (Mandel-Weiden-Gebüsche) wahrscheinlich nicht so positiv entwickelt, wie sie es haben, und auch die Entwicklung der Auwaldinitiale wäre womöglich beeinträchtigt gewesen. Und ohne den späteren Entschluss zur Beweidung hätte infolge der unzureichenden Auendynamik möglicherweise eine Vereinheitlichung der Vegetation eingesetzt.

7.7.4 Problemfelder

Die beiden von den Bearbeitern am häufigsten kritisierten Aspekte sind die **eingeschränkte Auendynamik** auf der Untersuchungsfläche und die **zunehmende Beschattung der Stillgewässer** in der Flutrinne durch die gepflanzten Auengehölze.

In puncto Dynamik kommen wiederum mehrere Faktoren zusammen:

- Die bis zu drei Meter mächtige Auenlehmauflage, die aufgrund ihres großen Beharungsvermögens Erosions- und Umlagerungsprozesse nur in geringem Umfang zulässt. Die gängige Annahme, dass es sich dabei um anthropogene Ablagerungen infolge landwirtschaftlicher Nutzung und somit um ein menschengemachtes Problem handelt, wurde in jüngerer Zeit allerdings zunehmend infrage gestellt (FUHRMANN 2005).
- Der Status der Weser als Bundeswasserstraße bringt zum einen mit sich, dass Maßnahmen zur Förderung der Eigendynamik in der Aue nur unter der Auflage erfolgen durften, dass sich dadurch keine Beeinträchtigung der Schiffbarkeit ergeben. Maßnahmen, die mit einem hohen Sedimenteintrag in die Weser einhergingen oder die Entfernung von Uferbefestigungen voraussetzten, waren womit nicht möglich. Dies war beim bereits angesprochenen Uferwall der Fall. Zum anderen hat der Ausbau der Weser ihre Einschnitttiefe vergrößert, wodurch der Strom bei Hochwasser erst relativ spät über seine Ufer treten und Auendynamik stattfinden kann.
- Ein weiterer Faktor, der der Absenkung des Uferwalls im Einlaufbereich der Flutrinne entgegensteht, sind die Besitzverhältnisse in diesem Bereich. Die Flächen sind nach wie vor in Privatbesitz und es konnte keine Übereinkunft getroffen werden, die es ermöglicht hätte, dort Renaturierungsmaßnahmen umzusetzen (LIPPENMEYER, mdl.).

Die zunehmende Beschattung der Kleingewässer stellt vor allem für Libellen und Amphibien ein Problem dar, da viele dieser Arten auf warme, sonnenexponierte Lebensräume angewiesen sind. Bei fortschreitender Entwicklung der Gehölze ist davon auszugehen, dass die Kleingewässer für diese Artengruppen an Attraktivität einbüßen. Auch mit einem Rückgang

der Schwanenblume wäre bei zu starker Beschattung zu rechnen. Prinzipiell stoßen an dieser Stelle Arten- und Prozessschutz aufeinander und es stellt sich die Frage: Sollen zukünftig artenreiche Stillgewässer durch Auflichtungsmaßnahmen erhalten werden oder soll eine Entwicklung hin zu relativ artenarmen, kühl-schattigen Stillgewässern, wie sie aber für naturnahe Auwälder typisch sind, zugelassen werden?

Ein weiterer limitierender Faktor ist das Wiederbesiedlungspotential in der Oberweserniederung. Wie fast überall in Deutschland sind auch an der an der Oberweser durch intensive Landnutzung Auenlebensräume weitgehend verschwunden. Das Besiedlungspotential der die Lake umgebenden Landschaft fällt dementsprechend gering aus. Auch mangelt es an Verbundkorridoren zu anderen naturnahen Lebensräumen. Erschwerend kommt hinzu, dass die Oberweserniederung von mehreren Höhenzügen umschlossen wird und dementsprechend eine Besiedlung durch Arten, die einmal aus der Oberweserniederung verschwunden sind, nur sehr langsam und sporadisch erfolgen kann. Ein extremes Beispiel ist der Pirol, der diese Mittelgebirgslagen anscheinend meidet und mit dessen Ansiedlung trotz geeigneter Habitate daher nicht zu rechnen ist (LOHR, mdl.).

7.7.5 Empfehlungen

Folgende Empfehlungen wurden von den Bearbeitern der Erfolgskontrolle geäußert:

Beibehalten der Beweidung – Besonders, um die weitere Entwicklung der offenen Bereiche hin zu artenreichem Weidegrünland voranzutreiben wird empfohlen, weiterhin zu beweiden und so langfristig nährstoffärmere Verhältnisse zu etablieren. Der Erhalt des Weidegrünlandes ist vor allem für die Heuschrecken-Lebensgemeinschaft von entscheidender Bedeutung.

Optimierung des Weidemanagements – Es wird empfohlen im Bereich der Flutrinne, insbesondere an den Kleingewässern, und am Weserufer jeweils ein Drittel der Fläche im Rotationsprinzip jahresweise von der Beweidung auszunehmen. Dies soll in erster Linie dem Erhalt von Röhrichten und Hochstaudenfluren als Lebensraum für Vögel, Laufkäfer und einige Heuschrecken sowie als Jagdhabitat für Libellen dienen. In der Flutrinne sind aktuell gerade die wertgebenden Schwanenblumen-Röhrichte nur im unbeweideten Bereich zu finden. Am Weserufer sollen die dort vorkommenden Ufer-Hochstaudenfluren durch den Weideausschluss gefördert und die Trittbelastung verringert werden.

Absenkung des Uferwalls – Durch diese Maßnahme könnte eine frühere Durchströmung und damit eine Revitalisierung der bislang unzureichenden Auendynamik erreicht werden. Profitieren würden vor allem Pflanzen-, Vogel- und Laufkäferarten, die Pionierstandorte besiedeln.

Einstellung bzw. weitere Reduktion der Uferunterhaltung – Parallel zur vorgenannten Maßnahme würde ein weitgehendes Unterlassen von Unterhaltungsmaßnahmen am Weserufer Raum für morphodynamische Prozesse und die davon abhängigen Arten schaffen. Zusätzlich sollten die Ufer abgeflacht und die Entstehung von Sand- und Schlammhängen gefördert werden.

Anlage weiterer Stillgewässer – Da voraussichtlich nicht mit der natürlichen Entstehung neuer Stillgewässer zu rechnen ist und die bestehenden Gewässer Sukzessions- und Verlandungsprozessen ausgesetzt sind, wäre es ratsam, das Gewässerspektrum um frühe Sukzessionsstadien zu ergänzen, die insbesondere für Libellen von Bedeutung sind. Um den Kammmolch zu fördern, sollten dabei auch tiefere Gewässer geschaffen werden.

Zurückschneiden von Gehölzen – Um zu verhindern, dass die Beschattung der Kleingewässer für die Amphibienfauna zum Problem wird, sollten die Gehölze im Gewässerumfeld zurückgeschnitten werden.

Vergrößerung der Auwaldbereiche – Der Laufkäferzönose fehlen wertgebende (Auen-) Waldarten. Um eine Ansiedlung dieser Arten zu begünstigen sollte die Entwicklung der aktuell bestehenden Gehölzinseln hin zu einem geschlossenen Bestand gefördert werden.

Biotopverbund (Blaues Band) – Langfristig sollte die Eingliederung der Untersuchungsfläche in einen Biotopverbund angestrebt werden, um der Isolation des Gebietes entgegenzuwirken und es für mehr auentypische Arten erreichbar zu machen. Dies könnte beispielsweise über die Integration der Lake in das *Bundesprogramm Blaues Band* erreicht werden.

7.7.6 Fazit

Wie lässt sich der Erfolg des E+E-Vorhabens an der Oberweser nun also abschließend bewerten?

Zu den eindeutigen Erfolgen des Vorhabens zählen allem voran die Anlage neuer Kleingewässer und die Vertiefung bereits vorhandener Stillgewässer im Bereich der Flutrinne. Nicht nur wirkte sich die Erhöhung der Gewässervielfalt äußerst positiv auf die Libellen- und Amphibienfauna aus. Es bildeten sich auch formenreiche Ufervegetationskomplexe aus Pionierfluren, Klein- und Großröhrichten und Hochstaudenfluren, in denen unter anderem Schwanenblume, Großer Wasserfenchel und Fluss-Greiskraut vertreten sind. Der größte Artenreichtum wurde dabei in den ersten zehn Jahren nach Maßnahmenumsetzung erreicht, als die neu geschaffenen Strukturen noch von diversen Pionierarten besiedelt wurden. Im Zuge der fortschreitenden Sukzession verschwanden Pionierlebensräume und -arten in den Folgejahren langsam wieder aus dem Areal. Dennoch konnte auch langfristig eine Erhöhung der Artanzahl gegenüber dem Ausgangszustand erreicht werden.

Ebenfalls als weitgehender Erfolg zu verbuchen ist die Entwicklung der Avizönose des Untersuchungsgebietes. So ist für den Zeitraum von 1994 bis 2017/18 ein steter Anstieg der Arten- und Revieranzahlen auf das nahezu Vierfache des Ausgangszustandes zu verzeichnen. Während es zu Beginn noch vor allem boden- und staudenbrütende Arten des Offenlandes waren, die von der Nutzungsaufgabe und der Ausbreitung von Röhrichten und Hochstauden profitierten, hat parallel zur Entwicklung der Gehölze der Anteil strauch- und baumbrütender Arten immer weiter zugenommen. Insgesamt entwickelt sich die Avizönose zu der einer Hartholz-Aue.

Als zentrales Problem des Vorhabens ist dagegen zu nennen, dass es nicht gelungen ist die Flutrinne Lake langfristig wieder zu redynamisieren. Auendynamische Prozesse sind weiterhin nur in Ansätzen vorhanden und ohne die beidseitige Öffnung der Flutrinne für das Hochwassergeschehen der Oberweser durch eine Absenkung des Uferwalls im Einstrombereich ist nicht damit zu rechnen, dass bei Hochwasser Strömungsintensitäten erreicht werden, die morphodynamisch wirksam werden können. Zu den Folgen der verringerten Auendynamik zählen die Vereinheitlichung der Vegetation und das langsame Verschwinden von Offenboden- bzw. Pionierstandorten in der Phase freier Sukzession bis 2010.

Dass die Absenkung des Uferwalls nicht erfolgte, liegt zum einen an Bedenken der damaligen Wasserstraßenverwaltung hinsichtlich etwaiger Sedimenteinträge in die Fahrrinne und zum anderen daran, dass die nötigen Flächen im Einstrombereich der Flutrinne nicht

erworben werden konnten. Nach Aussage des Trägers geht dies zum einen auf ein zu knappes Zeitfenster für den Flächenerwerb und fehlende Kooperationsbereitschaft beim Flächeneigentümer zurück.

Hinsichtlich des Managements der Untersuchungsfläche gestaltet sich eine Erfolgsbewertung schwierig (vgl. Kapitel 9.3.4). Da der Zustand unmittelbar vor Umstellung der Nutzung nicht dokumentiert wurde, ist es an dieser Stelle nicht möglich einen datenbasierten Vergleich zwischen den Managementstrategien vor und nach der Umstellung durchzuführen und eine abschließende Beurteilung zu treffen. Auf Basis der Schilderungen der Bearbeiter, die mit der Entwicklung des Untersuchungsgebietes seit Ende des E+E-Vorhabens vertraut sind, erscheint der steuernde Eingriff in die Entwicklung jedoch als nachvollziehbarer Versuch, die Folgen der unzureichenden Auendynamik zumindest in Teilen zu kompensieren.

Was die aktuelle Situation betrifft, so zeigt sich an den Empfehlungen der Bearbeiter, die sich allesamt dafür aussprechen, bestimmte autotypische Strukturen von der Beweidung auszuschießen, dass ein undifferenziertes Weidemanagement dem Sinn und Zweck einer Auenrenaturierung stellenweise zuwiderläuft. Die Möglichkeiten zur Ausbildung naturnaher Auenstrukturen im Untersuchungsgebiet sind durch die Wiederaufnahme der Beweidung eingeschränkt worden. Dabei eröffnen sich aus der schwindenden Bedeutung der Oberweser als Wasserstraße und dem *Bundesprogramm Blaues Band* aktuell neue Spielräume zur Realisierung von Maßnahmen zur Reaktivierung der Auendynamik, die in den 1990er Jahren noch nicht umsetzbar gewesen wären.

Alles in allem überwiegen die positiven Effekte der umgesetzten Maßnahmen die negativen, sodass das Vorhaben an der Flutrinne Lake im Ganzen als Erfolg zu werten ist. Es muss allerdings darauf hingewiesen werden, dass durch das Vorhaben zwar eine deutliche Steigerung der allgemeinen Arten- und Strukturvielfalt erreicht wurde, aber speziell in Hinblick auf das Vorkommen stenotoper Auenarten keine bedeutenden Fortschritte erzielt wurden. Die dafür nötige Auendynamik wurde nicht wiederhergestellt. Dem Untersuchungsgebiet fehlt damit auch heute noch weitgehend eine entscheidende Schlüsselkomponente.

Da auch die Beweidung der Fläche keinen vollwertigen Ersatz für eine intakte Auendynamik bieten kann, sollte langfristig die Vollendung der Flutrinnen-Reaktivierung verfolgt werden. In diesem Zuge sollte in Erwägung gezogen werden, die Beweidung auf die höhergelegenen Bereiche zu beschränken, um die Flutrinne und die Weserufer möglichst weit einer eigendynamischen Entwicklung zu überlassen. Sollte die vollständige Reaktivierung der Flutrinne auch weiterhin ausbleiben, wäre zu empfehlen von Zeit zu Zeit neue Offenbodenstandorte im Bereich der Flutrinne und der Ufer zu schaffen, um die Vorkommen von Pionierarten langfristig zu sichern.

Es können somit folgende Kernaussagen aus dem Vorhaben gezogen werden:

- **Eine einseitige Anbindung einer Flutrinne an das Überflutungsgeschehen reicht nicht aus, um eine ausreichende Auendynamik zu initiieren.** Auf die vollständige Reaktivierung der Flutrinne Lake musste wegen fehlender Flächenverfügbarkeit und Bedenken der damaligen Wasserstraßenverwaltung verzichtet werden.
- **Bei unzureichender Auendynamik kann freie Sukzession zum Verlust von Pionierstandorten und zur flächendeckenden Ausbreitung nitrophytischer Hochstauden führen.**
- **Das Abschieben von Oberboden war gerade auf feuchten, nährstoffreichen Böden**

wie in der Flutrinne nur vorübergehend von Erfolg. Auf dem trockeneren Werder konnten sich Offenbodenstellen und Annuellenfluren dagegen länger halten.

- Insgesamt wurde eine allgemeine Erhöhung der Biodiversität, insbesondere der Artenzahl, erreicht.
- Durch die Schaffung von Kleingewässern konnte das Lebensraumangebot insbesondere für Libellen langfristig erhöht werden.
- Die Avifauna reagierte sehr positiv auf die Zunahme des Struktureichtums im Zuge der Entwicklung der Gehölzinitiale.
- **Auf Auenstandorte spezialisierte Arten sind aber weiterhin nur in geringem Umfang vertreten.**
- **Durch Beweidung kann eine fehlende Auendynamik teilweise ausgeglichen werden.** Allerdings ist dabei darauf zu achten, dass auentypische Strukturen nicht durch Tritt und Verbiss geschädigt werden. Die Bewirtschaftung sollte dementsprechend räumlich und zeitlich differenziert erfolgen.
- Kurswechsel in der Bewirtschaftungsweise sollten mit einer Dokumentation des Status Quo einhergehen, um den Erfolg der Umstellung überprüfbar zu machen.

8 Quervergleichende Auswertung

BEARBEITUNG: STEFFEN STEENKEN, MARCEL KLEINSCHMIDT, DOMINIQUE REMY – UNIVERSITÄT OSNABRÜCK

Im Zuge der nachfolgenden Auswertung werden die unterschiedlichen Strategien, Schwerpunkte und Schwierigkeiten der Vorhaben noch einmal gegenübergestellt und verglichen, um allgemeingültige Aussagen und Empfehlungen für zukünftige Projekte zur Auenrenaturierung formulieren zu können.

Die Beurteilung des Erfolges der Vorhaben orientiert sich dabei nicht ausschließlich an den Zielstellungen der Vorhaben, da sich diese deutlich voneinander unterscheiden. Besonders zu berücksichtigen sind die vielfältigen Rahmenbedingungen, die beachtet werden mussten, um die Vorhaben überhaupt realisieren zu können. Diese waren von Vorhaben zu Vorhaben sehr verschieden. Zusammen mit den naturräumlichen Besonderheiten der Projektgebiete führten sie zu unterschiedlichen Schwerpunkten bei den Entwicklungszielen der Vorhaben. Als Bewertungsmaßstab für einen Quervergleich der Vorhaben reichen die Zielstellungen daher allein nicht aus. Zudem sollte in der Auswertung die Möglichkeit offengehalten werden, die Zielstellungen selbst kritisch hinterfragen zu können.

Ausgehend vom gemeinsamen Themenschwerpunkt der Vorhaben, der Renaturierung von Flussauen, wird der gemeinsame Bewertungsmaßstab aus den gängigen Definitionen von Flussauen abgeleitet. Diese besagen, dass es sich bei Flussauen im Allgemeinen um die von wiederkehrenden Überflutungen und schwankenden Grundwasserständen geprägten Niederungen entlang von Fließgewässern handelt (KOENZEN 2005). Von der sie umgebenden Landschaft grenzen sich Auen also vorrangig über die ihnen eigenen hydro- und morphodynamischen Prozesse ab. Diese Dynamik ist Grundlage und prägendes Element typischer Auenstrukturen wie Weich- und Hartholzauenwald, Flutrinnen und -mulden, Altwässern und einer Fülle weiterer, an wechselnde Wasserstände angepasster Feuchtlebensräume. Sie ist auch Lebensgrundlage für eine Vielzahl von Arten, darunter zahlreiche Pionierbesiedler, die auf das Vorhandensein einer funktionierenden Auendynamik und die daraus hervorgehenden, einem ständigen Wandel unterworfenen Lebensräume angewiesen sind.

Demnach sind von einer Auenrenaturierung prinzipiell folgende Leistungen zu erwarten:

- Förderung eigendynamischer Prozesse durch eine verbesserte hydrologische Kopplung von Fluss und Aue und damit eine Erhöhung der morphologischen Strukturvielfalt,
- Förderung und Erhalt auentypischer Lebensräume (insb. Offenböden, strukturreiche Ufer, Flutrasen, Röhrichte, feuchte Hochstaudenfluren, Flutmulden und -rinnen, Auwald),
- Förderung und Erhalt auenspezifischer Tier- und Pflanzenarten.

Grundsätzlich wird damit eine Erhöhung oder zumindest der Erhalt der **auenspezifischen Biodiversität** gefordert, also der Struktur-, Floren- und Faunenelemente, die notwendigerweise auf eine funktionierende Auendynamik angewiesen sind. Diese Kriterien werden daher zusätzlich zu den Zielstellungen der Vorhaben bei der vergleichenden Erfolgskontrolle herangezogen.

8.1 Was wurde erreicht?

Im Nachfolgenden wird eine vergleichende Übersicht über die Entwicklung der Untersuchungsgebiete in Hinblick auf ihre Biotopausstattung sowie Flora und Fauna gegeben. Die wichtigsten Kernaussagen sind am Ende jedes Abschnitts zusammengefasst.

8.1.1 Entwicklung der Biotopausstattung

8.1.1.1 Fließgewässer

Die Qualität des Fließgewässers ist nur an der Oster eingehender untersucht worden. Erreicht wurden dort eine Verbesserung von Strukturvielfalt, Substratvielfalt, Strömungsdiversität und der Güteklasse. Es bestehen jedoch auch einige Beeinträchtigungen:

- Eingeschränkte Laufentwicklung durch Erlengalerie
- Fehlen von Wasserpflanzen wegen zu starker Beschattung durch die Erlengalerie
- Diffuse Stoffeinträge und Kolmation

In der Summe hat sich der Zustand der Oster zwar verbessert, doch ist noch kein zufriedenstellendes Ergebnis erreicht worden.

8.1.1.2 Ufer

Die Uferbereiche der Fließgewässer haben sich in den Projektgebieten recht unterschiedlich entwickelt: An der Oster sind durch die völlige Neugestaltung des Bachlaufs anfänglich in großem Umfang offene, dynamische und spärlich bewachsene Uferlebensräume entstanden, die insbesondere von ripicolen Laufkäfern rasch angenommen wurden. Durch mangelnde Eigendynamik und die Anlage der Erlengalerie sind diese Lebensräume zunächst überwachsen und später ausgedunkelt worden, wodurch sie ihren Wert für die ripicolen Laufkäfer wieder verloren. Ähnliche Tendenzen lassen sich auch an der Berkel erkennen. Dort sorgt eine ausgeprägte Krümmungserosion zwar durch Uferabbrüche für eine stetige Erneuerung offener Uferbereiche, doch nimmt durch den Aufwuchs von Grauweidengebüsch die Beschattung dieser Lebensräume allmählich zu, weshalb heliophile Uferarten mittlerweile rückläufige Entwicklungstrends aufweisen. Zudem fehlt es wegen der großen Einschnitttiefe der Berkel in den höher gelegenen Uferbereichen an der nötigen Dynamik, um dort Rohbodenstandorte entstehen zu lassen. Dies gilt prinzipiell auch für die Hase, wo die Entstehung dynamischer Uferlebensräume ohnehin fast völlig auf den unversteinten Laufabschnitt der wieder angeschlossenen Altarme beschränkt ist. Grundsätzlich sind aber die zahlreichen Uferabbrüche an den ehemaligen Hase-Altarmen wie auch die Krümmungserosion an der Berkel als sehr positive Zeichen für das Regenerationspotential zu werten, über das diese Fließgewässer verfügen.

Die Weserufer an der Hochflutrinne Lake sind nach wie vor versteint und mit Buhnen gesichert. Da mittlerweile jedoch die Uferunterhaltung etwas reduziert wurde, konnten sich auch dort kleinflächig Rohböden im Uferbereich bilden.

8.1.1.3 Pionierlebensräume

Abgesehen von den Uferbereichen der Fließgewässer entstanden weitere Pionierlebensräume i.d.R. im Zuge von Erdarbeiten, beispielsweise bei der Neuanlage von Stillgewässern oder der Rückverlegung von Deichen. An der Oberweser sind zudem gezielt Rohbodenflächen durch Abschieben des Oberbodens geschaffen worden. All diesen Pionierlebensräumen ist gemein, dass sie rasch von einer Vielzahl verschiedener Tier und Pflanzenarten besiedelt wurden. Bei diesen Arten handelte es sich sowohl um relativ unspezialisierte Pioniere als auch um solche, die speziell auf dynamische Auenstandorte angewiesen sind. Ein großer Teil des Artenzuwachses, der in den frühen Phasen der E+E-Vorhaben beobachtet wurde,

geht auf die Ansiedlung ebendieser Pionierbesiedler zurück, insbesondere an der Hochflutrinne Lake. Im weiteren Verlauf sind die Pionierlebensräume und ihre Bewohner im Zuge der Sukzession wieder aus den Auen verdrängt worden. Dieser Prozess verlief an den Ufern der Stillgewässer und anderen feuchten Bereichen relativ rasch, während auf einigen trockeneren Stellen, beispielsweise auf dem Werder an der Oberweser oder den ehemaligen Deichaufstandsflächen an der Hase auch heute noch vereinzelt schütter bewachsene Bereiche zu finden sind.

Dieser vorübergehende Anstieg der Artanzahl durch die Besiedlung nur kurzzeitig vorhandener Pionierstandorte ist typisch für viele Renaturierungsvorhaben und könnte prinzipiell als eine Art begleitender „Baustelleneffekt“ gesehen werden. Doch im Gegensatz zu anderen Lebensräumen handelt es sich bei Flussauen um Systeme, die im natürlichen Zustand von einer hohen Eigendynamik und einem steten morphologischen Wandel charakterisiert werden. Vor diesem Hintergrund ist es durchaus kritisch zu sehen, dass heute – abgesehen von den oben genannten Uferabbrüchen – in keiner der untersuchten Auen noch Pionierstandorte in nennenswertem Umfang zu finden sind.

Einen Sonderfall stellt der Sandfang an der Berkel dar. Durch jede Leerung des Sandfangs wird die Sukzession in diesem Bereich in unregelmäßigen Abständen unterbrochen und zurückgesetzt. So können, wenn sich der Sandfang wieder gefüllt hat, immer wieder aufs Neue Pionierarten Fuß fassen.

8.1.1.4 Feuchte Hochstauden, Röhrichte und Brachen

Zur großflächigen Ausbreitung von Röhrichten und feuchten Hochstaudenfluren kam es auf den wiedervernässten Flächen in der Berkelaue und an der Hochflutrinne Lake. Für beide Gebiete ist gut belegt, wie sich in diesen Bereichen typische Vogelarten der Röhrichte ansiedelten. An der Lake hat man sich allerdings dazu entschieden, diese Gesellschaften wegen ihrer floristischen Artenarmut ab 2011 wieder durch Beweidung zurückzudrängen. Stattdessen sollte wieder artenreiches Extensivgrünland etabliert werden. Nur einige Teilflächen im Bereich der Flutrinne wurden von der Beweidung ausgezäunt, um wertvollere Röhrichte und Hochstaudenfluren mit Schwanenblume und Fluss-Greiskraut zu erhalten.

An der Hase sind die Flächenanteile der Röhrichte und Großseggenrieder nach wie vor niedrig (~5%). Berücksichtigt man zusätzlich die wegen ihrer schwachen Ausprägung als feuchte Brachen kartierten Flächen, kommt man heute auf einen Flächenanteil von 10% der Gesamtfläche. Damit ist der Anteil der feuchten Hochstauden und Röhrichte geringer als der der im Gebiet verbliebenen Ackerflächen.

Für die Flächen entlang der Oster war eine extensive Nutzung vorgesehen. Röhrichte sind nur sehr kleinflächig entlang von Gräben und an Stillgewässern ausgeprägt. Feuchte und nasse Brachen sind vor allem auf Flächen zu finden, deren Nutzung wegen schlechter Erreichbarkeit oder starker Nässe aufgegeben wurde. Dabei handelte es sich zum Zeitpunkt der Renaturierung teils um wertvolle Feucht- und Nasswiesen. Heute herrschen dort von Brennesseln dominierte Brachen vor, in die teils der Riesen-Bärenklau (*Heracleum mantegazzianum*) eindringt.

8.1.1.5 Auengehölze

Pflanzungen haben an der Oster, in der Berkelaue und an der Lake stattgefunden. Die umfangreichsten Pflanzungen wurden entlang der Oster durchgeführt, einerseits als

Auwaldinitial unterhalb von Osterbrücken und andererseits als Erlengalerie entlang des gesamten Osterabschnitts. Das Auwaldinitial besteht überwiegend aus Schwarz-Erlen mit eingestreuten Weiden. Die Bäume haben sich insgesamt gut entwickelt und die Erlengalerie beschattet die Oster fast vollständig. Allen Gehölzbeständen im Ostertal ist die Dominanz von Nitrophyten, insbesondere Brennnessel, gemein.

Die Pflanzungen an der Berkel litten unter Startschwierigkeiten in Form von Trockenperioden und Wildverbiss. Es musste daher nachgepflanzt werden. Bis 2002 hatten die Initiale noch den Charakter von Brachflächen. Aktuell beginnen die locker gepflanzten Bestände langsam Waldcharakter anzunehmen. Noch sind die Bestände aber zu licht, um ein Waldinnenklima auszubilden. Die Krautschicht ist auch hier von Nitrophyten geprägt. Zudem fällt auf, dass viele Eschen vom Eschentriebsterben betroffen zu sein scheinen und abgängig sind.

An der Oberweser haben sich die gepflanzten Gehölztrupps aus Weich- und Harthölzern zunächst gut entwickelt. Der heutige Zustand ist deutlich von der seit 2011 wieder eingeführten Beweidung geprägt und erinnert mehr an einen sehr lichten Hutewald oder Park als an einen Auwald. Zukünftig könnte die Beschattung der Kleingewässer problematisch für Amphibien und Libellen werden. Die Krautschicht ist durchdrungen von Arten nitrophiler Säume.

Spontaner Gehölzaufwuchs fand vor allem an den Ufern von Berkel und Hase statt, wo Weiden an einigen Teilabschnitten mehr oder weniger dichte Säume gebildet haben. An der Lake beschränkt sich der spontane Aufwuchs auf einige Weidengebüsche am Weserufer.

Abseits der Ufer ging die spontane Gehölzentwicklung zögerlicher voran. In den Auen von Berkel und Hase sind in den Sukzessionsflächen hauptsächlich vereinzelte Weiden aufgekommen. Zu einer flächigeren Ausbreitung von Grauweiden kam es auf zwei älteren Röhrichtflächen, die bereits zu Beginn des Vorhabens bestanden. Eine ähnliche Entwicklung ist für die übrigen Röhrichte an der Berkel zu erwarten.

Die Auen von Berkel und Hase verfügen zudem über ältere Gehölzbestände. Überwiegend handelt es sich dabei um ehemalige Forste. Kleinflächig sind auch naturnahe Bestände vorhanden, die aber oft nur schwach charakterisiert sind.

Insgesamt haben in allen Untersuchungsgebieten die Flächenanteile der Auengehölze durch Pflanzung und spontanen Aufwuchs deutlich zugenommen. Bei den Brutvögeln der Untersuchungsgebiete hatte dies eine Verschiebung von bodenbrütenden Arten offener Habitats hin zu gehölzgebundenen Arten halboffener Landschaften zur Folge. Kritisch zu sehen ist vor allem der Einfluss der Erlengalerie an der Oster auf die Dynamik, Wasservegetation und Libellenfauna des Fließgewässers.

8.1.1.6 Stillgewässer

An Hase, Oster und Oberweser sind Stillgewässer neu angelegt und/oder revitalisiert worden. Auf die Vergrößerung und Diversifizierung des Stillgewässerinventars reagierten vor allem Libellen, aber auch Amphibien zunächst sehr positiv.

Die weitere Entwicklung verlief recht unterschiedlich: In der Osteraue ist knapp die Hälfte der meist sehr kleinen Teiche und Tümpel im Lauf der Jahre verlandet oder fällt mittlerweile frühzeitig trocken. Zudem liegen viele Kleingewässer direkt an der Oster unter der Erlengalerie und werden ausgedunkelt. Die Amphibien- und Libellenpopulationen sind infolgedessen wieder stark eingebrochen.

Die Kleingewässer in der Hochflutrinne Lake haben ihre Wasserführung dagegen nicht verändert, werden aber von den sie umgebenden Gehölzen in zunehmendem Maße beschattet,

was sich ungünstig auf Amphibien und Libellen auswirkt. Die Ufer zeichnen sich durch eine recht vielfältige Verlandungsvegetation aus. An unbeweideten Gewässern sind dies verschiedene Hochstaudenfluren und Klein-Röhrichte mit u.a. Fluss-Greiskraut (*Senecio fluvialis*) und Schwanenblume (*Butomus umbellatus*). Flachere, beweidete Tümpel weisen dagegen Klein-Röhrichte mit Einfachem Igelkolben (*Sparganium emersum*) und Pfeilkraut (*Sagittaria sagittifolia*) auf, an die Bestände des Großen Wasserfenchels (*Oenanthe aquatica*) anschließen.

In der Haseaue zeichnen sich einige wenige Stillgewässer ebenfalls durch eine sehr gute Ufer- bzw. Verlandungsvegetation mit Vorkommen von Reisquecke (*Leersia oryzoides*), Großem Wasserfenchel, Steifer Segge (*Carex elata*) oder Sumpfquendel (*Peplis portula*) aus. An den meisten Gewässern ist die Verlandungsvegetation wegen steiler Ufer jedoch nur schwach ausgebildet. Grundsätzlich weisen viele der Stillgewässer noch Defizite hinsichtlich Struktur und Nutzung auf.

In der Berkelaue sind keine Maßnahmen an den vorhandenen Stillgewässern vorgenommen worden. Die Stillgewässer sind dort ebenfalls vergleichsweise groß und nur in zwei Fällen von Verlandung betroffen. Zudem kommt es dank der Maßnahmen zur Wiedervernässung zur vermehrten Bildung von Blänken, von denen die Amphibien profitieren.

8.1.1.7 Sandmagerrasen und Silbergrasfluren

Diese Gesellschaften sind in der Haseaue auf einer Binnendüne sowie vereinzelt auf ehemaligen Deichaufstandsflächen und Feldwegen zu finden. Ihre Ausdehnung hat sich nicht wesentlich verändert. Einzelne Arten dieser Gesellschaften haben sich allerdings großflächig in trockeneren Bereichen der Teilfläche „Hammer Schleife“ ausgebreitet.

8.1.1.8 Nutzflächen

Extensives Grünland nimmt in den Untersuchungsgebieten nicht unwesentliche Anteile an der Gesamtfläche ein: Die Aue der Oster wird bis auf das Auwaldinitial und wenige brach gefallene Flächen flächendeckend bewirtschaftet, in der Haseaue nehmen Nutzflächen gut die Hälfte des Untersuchungsgebietes ein und in der Berkelaue ist es ein knappes Drittel. Eine völlige Aufgabe der Flächennutzung hat nur an der Hochflutrinne Lake vorübergehend stattgefunden. Seit Wiederaufnahme der Beweidung wird aber auch diese Fläche wieder fast vollständig bewirtschaftet. Die Entwicklung und der heutige Zustand der Nutzflächen sind in hohem Maße abhängig von der Nutzungsweise. Weiden erweisen sich heute als grundsätzlich strukturreicher als Wiesen, jedoch nicht zwangsläufig als artenreicher.

Beispielsweise fallen die Weideflächen an der Berkel relativ artenarm aus, vermutlich auch aufgrund einer noch immer etwas zu intensiven Bewirtschaftung. Auch die Weideflächen an der Oberweser sind noch relativ kennartenarm, was dort aber darauf zurückzuführen ist, dass sich das Grünland in den vormals von Röhrichten und Hochstauden bestandenen Bereichen von Grund auf neu entwickeln muss. Besser entwickelte Weideflächen sind an der Hase im Bereich der „Hammer Schleife“ zu finden, wo die Beweidung sehr extensiv stattfindet und die tendenziell eher trockenen Verhältnisse die Ausbreitung von Arten der Sandmagerrasen ermöglichen. Problematisch sind dort jedoch ausgedehnte Vorkommen von Jakobs-Greiskraut und Rainfarn.

Umgekehrt verhält es sich bei den Mähwiesen. Diese Flächen an der Hase fallen kennartenarm aus, wahrscheinlich wegen der Verwendung einer monotonen Einsaatmischung. Zudem

sind diese Flächen meist zu trocken, um sich zu Feuchtgrünland entwickeln zu können. An der Berkel ist es dagegen gut gelungen eine wiedervernässte Fläche zu auengerechtem Feuchtgrünland zu entwickeln. An der Oster konnten die recht gut ausgebildeten Feuchtwiesen durch extensive Bewirtschaftung erhalten werden. Nasswiesen haben sich wegen Nutzungsaufgabe, Eutrophierung und Einwandern von Neophyten jedoch oftmals ungünstig entwickelt.

Zusätzlich zum Grünland sind in der Haseaue noch knapp 55ha (11%) Ackerflächen vorhanden.

Kernaussagen

- Die allgemeine Biotopausstattung hat sich in allen Projektgebieten verbessert.
- Die Ausbreitung hochwüchsiger Vegetation wie Brachen, Hochstauden und Röhrichte sowie die Pflanzung von Auengehölzen und spontaner Gehölzaufwuchs führten zur Diversifizierung der Vegetationsstruktur. Von dieser Entwicklung profitierten zunächst Vogelarten der Röhrichte, später Arten halboffener Landschaften.
- Die anfänglichen Erfolge, die durch die Anlage und Aufwertung von Stillgewässern erreicht worden sind, waren nur bei größeren Gewässern von Dauer. Kleine Gewässer sind heute oftmals wieder verlandet. Die Eigendynamik der Auen reichte zudem nicht aus, um neue Stillgewässer zu schaffen.
- Die Eigendynamik der Auen reichte nicht aus, um Pionierlebensräume (Rohböden) und ihre spezielle Artgemeinschaften dauerhaft zu erhalten.
- Die Struktur der Uferbereiche hat sich im Allgemeinen verbessert, bleibt wegen Sohlerosion, Uferbefestigungen und Lebendverbau aber in ihren Entwicklungsmöglichkeiten beschränkt.
- Landwirtschaftliche Nutzung spielt weiterhin eine große Rolle in allen Projektgebieten, auch wenn die Nutzung selbst naturverträglicher gestaltet wurde. Die naturschutzfachliche Qualität des extensiven Wirtschaftsgrünlands ist von der Art der Nutzung abhängig und nur auf Teilflächen als gut und auengerecht zu bezeichnen.
- Naturraumtypische und qualitativ hochwertige Auenlebensräume stellen in den Untersuchungsgebieten, bezogen auf die Gesamtfläche, auch heute die Ausnahme dar. In den Untersuchungsgebieten an Oster, Oberweser und Hase sind allein schon die hohen Anteile land- und forstwirtschaftlicher Nutzung dafür verantwortlich. An der Hase wird die Etablierung autotypischer Feuchtlebensräume zusätzlich durch das geringe Wasserhaltepotential des Untergrundes erschwert.

8.1.2 Entwicklung von Flora und Fauna

8.1.2.1 Vegetation & Flora

Die wichtigsten Entwicklungen wurden bereits im vorangegangenen Abschnitt angesprochen. Grundsätzlich kam es in allen vier Auen zu einer mehr oder weniger deutlichen Diversifikation der Vegetation, sowohl in Hinblick auf die Artvielfalt als auch hinsichtlich der Vegetationsstruktur. Ausschlaggebend waren vor allem die Aufgabe der Nutzung, die Entstehung von Rohbodenstandorten (sowohl gezielt als auch als Begleiteffekt von Erdarbeiten an Still- und Fließgewässern), die Extensivierung der Nutzung sowie die Pflanzung und der spontane Aufwuchs von Auengehölzen.

Die aus floristischer Sicht erfreulichsten Entwicklungen ereigneten sich meist in den Uferbereichen der Projektgebiete. So haben sich beispielsweise an den Ufern einiger Stillgewässer der Haseaue und der Hochflutrinne Lake reich strukturierte Vegetationskomplexe ausgebildet, die einige seltene Arten enthalten, beispielsweise Reisquecke (Hase), Großen Wasserröhrlilie (beide Gebiete) und Fluss-Greiskraut (Oberweser). Auch die Pionierfluren, die sich auf den meist ufernahen Rohbodenflächen ausbildeten, enthielten verschiedenste wertgebende Arten, doch sind die meisten dieser Arten durch Sukzession und mangelnde Morphodynamik wieder aus den Untersuchungsgebieten verdrängt worden. Eine regelmäßige und großflächige Erneuerung von Pionierlebensräumen durch Maschineneinsatz findet am Sandfang an der Berkel statt. Der Fund des Ysop-Blutweiderich (*Lythrum hyssopifolia*) an dieser Stelle unterstreicht, zu welchen Ergebnissen eine – wenn auch künstliche – Dynamik führen kann.

Detaillierte Angaben zum Vorkommen gefährdeter Arten liegen nur aus der Berkelaue für den gesamten Untersuchungszeitraum vor. Bis 2003 war dort ein kontinuierlicher Anstieg der Anzahl gefährdeter Arten zu verzeichnen. Seitdem sind einige gefährdete Arten wieder aus dem Untersuchungsgebiet verschwunden. Dies betrifft insbesondere Grünlandarten, die durch die fortschreitende Ausbreitung von Röhrichten und Hochstaudenfluren verdrängt worden sind. Eine ähnliche Verdrängung wertgebender Grünlandarten war auch auf Teilflächen der Osteraue zu beobachten, die entgegen dem Bewirtschaftungskonzept aus der Nutzung gefallen sind. Besonders die starke Ausbreitung des Riesen-Bärenklaus (*Heracleum mantegazzianum*) stellt dort ein Problem dar. Überhaupt stellen Neophyten an der Oster eine deutlich größere Problematik dar als in den übrigen Projektgebieten.

Grundsätzlich sind in den Untersuchungsgebieten auch Tendenzen zur Eutrophierung zu erkennen. So zeichnen sich Röhrichte, Hochstauden und die Krautschichten der Gehölze meist durch hohe Nitrophytenanteile aus. Dies bringt eine gewisse floristische Eintönigkeit mit sich, die sich vor allem in Form von Brennnessel-Dominanzbeständen manifestiert. Nichtsdestotrotz sind diese Flächen von großer Bedeutung für die Fauna der Untersuchungsgebiete.

Defizite bestehen auch hinsichtlich der Nutzung: Viele der extensiv bewirtschafteten Grünlandflächen haben sich kaum weiterentwickelt und sind nach wie vor arm an wertgebenden Arten. Dies gilt ganz besonders für die Mähwiesen der Haseaue. Auch die Weideflächen an der Berkel sind relativ schwach charakterisiert.

Letztendlich ist festzuhalten, dass es vor allem in Bereichen zu positiven Entwicklungen kam, die ein gut ausgeprägtes, dynamisches Hydroregime aufwiesen oder durch regelmäßige Störung Raum für Pionierarten boten. Diese Voraussetzungen waren in allen Untersuchungsgebieten allerdings nur in begrenztem Umfang gegeben.

8.1.2.2 Avifauna

Die Brutvogelgemeinschaften haben sich im Ganzen betrachtet in allen vier Untersuchungsgebieten positiv entwickelt. Die Anzahl der Brutvogelarten und deren Dichte haben stets deutlich zugenommen. Gerade für die Untersuchungsgebiete an Berkel und Oberweser ist gut dokumentiert, wie boden- und staudenbrütende Arten von der Ausbreitung der Röhrichte und Hochstauden (brachen) auf den der Sukzession überlassenen Flächen profitierten. Dazu zählten Arten wie Sumpf- und Teichrohrsänger, Rohrammer, Rohrweihe oder die Wasserralle. Im späteren Verlauf nahm parallel zur Gehölzentwicklung die Zahl strauch-, baum- und höhlenbrütender Arten der halboffenen Lebensräume zu. Diese Gruppe gehört in allen vier Untersuchungsgebieten zu den größten Profiteuren. Als Beispiel seien die Arten Mönchs-,

Garten- und Dorngrasmücke genannt, von denen in jedem Untersuchungsgebiet heute mindestens eine in hohen Dichten vertreten ist.

Die Gruppe der bodenbrütenden (Feucht-)Wiesenbewohner ist in den Untersuchungsgebieten dagegen zurückgegangen und heute kaum vertreten, obwohl es meist nicht an extensiven Grünlandflächen mangelt, die als potentielle Lebensräume für diese Arten infrage kämen. Der Kiebitz zum Beispiel tritt aktuell sowohl an der Hase als auch der Berkel nicht mehr als Brutvogel in Erscheinung. An der Berkel war die Art bis Anfang der 2000er Jahre zumindest noch mit einem Revier vertreten gewesen. Auch der Wiesenpieper kommt dort aktuell nicht mehr vor, obwohl seine Bestände bis 2002 etwas zugenommen hatten. Im Ostertal war es dagegen das Braunkehlchen, das bereits in den 90er Jahren aus dem Projektgebiet verschwand.

Die Ursachen für dieses Defizit sind vielfältig. Einerseits verzeichnen viele Wiesenbrüter in Deutschland seit Jahrzehnten starke Bestandsrückgänge (SUEDBECK et al. 2009), sodass im Fall des Kiebitzes und des Braunkehlchens sicherlich auch überregionale Entwicklungen eine Rolle spielen. Auch Fehler bei der Nutzung kommen als Ursache infrage. So verwiesen die Bearbeiter der Begleituntersuchungen in Bezug auf den Verlust des Braunkehlchens und die generell schlechte Situation der Wiesenbrüter im Ostertal auf zu früh angesetzte Mahdtermine, bezüglich derer es noch lange Unstimmigkeiten mit den Landwirten gab. Im Fall der Wiesenbrüter spielt wiederum die fortschreitende Gehölzsukzession eine wichtige Rolle. An der Hase ließ sich beispielsweise beobachten, wie die Art aus einer Fläche, auf der sich Brombeersträucher ausbreiteten, von einem Jahr aufs andere verschwand und vom Baum-
pieper abgelöst wurde.

Als typische Fließgewässerart mit einem hohen Anspruch an die Dynamik des Lebensraumes kommt nur der Eisvogel in mehreren Gebieten (Berkel, Hase, Oster) vor. Dort besiedelt er Abbruchkanten im Uferbereich. Zumindest an Berkel und Hase profitiert die Art damit nicht nur von der Eigendynamik, sondern sicherlich auch von der großen Einschnitttiefe der Fließgewässer. Ähnliches gilt für eine kleine Kolonie Uferschwalben, die sich an einer Abbruchkante an der Hase etabliert hat.

Arten, die auf andere morphodynamische Strukturen wie Sand- und Kiesbänke angewiesen sind, fehlen jedoch völlig in den Untersuchungsgebieten. Diese Strukturen würden eigentlich zum naturraumtypischen Formenschatz zumindest der Hase und der Oberweser gehören, fehlen dort aber. Eine Art, die solche Strukturen besiedelt, wäre der Flussregenpfeifer. Der einzige dokumentierte Brutversuch dieser Art in einem Projektgebiet fand im Jahr 2002 auf dem Sandfang an der Berkel statt, der zu diesem Zeitpunkt nur spärlich bewachsen war.

Alles in allem werden die Avizönosen der Untersuchungsgebiete von Arten beherrscht, die typisch für eine strukturreiche, extensiv genutzte Kulturlandschaft mit eingestreuten Brachflächen und Gehölzen sind. Auentypische Arten mit einem hohen Anspruch an die Eigendynamik fehlen jedoch.

8.1.2.3 Amphibien

Die Amphibiengemeinschaften der Untersuchungsgebiete haben an Hase, Oster und Oberweser zunächst deutlich von der Anlage und Revitalisierung von Stillgewässern profitiert. Besonders stark wuchsen die Populationen in der Osteraue, wo sich mit Seefrosch, Springfrosch und Geburtshelferkröte drei neue Arten ansiedelten. Die Zahl der Stillgewässer war dort im Zuge der Renaturierung auf 95 erhöht worden. Allerdings handelte es sich überwiegend um sehr kleine Gewässer, von denen mittlerweile knapp die Hälfte wieder verlandet

oder trocken gefallen ist. Die Amphibienpopulationen befinden sich infolgedessen heute wieder auf Ausgangsniveau. Gerade der Teichmolch, der sehr von der Maßnahme profitiert hatte, ist aus dem Untersuchungsgebiet fast wieder verschwunden. Geburtshelferkröte und Springfrosch konnten nicht wieder nachgewiesen werden.

An der Hochflutrinne Lake ist die Bestandsentwicklung ähnlich verlaufen und Grasfrosch, Seefrosch, Erdkröte und Teichfrosch treten nur noch in kleinen Zahlen auf, doch konnte sich der Teichmolch noch in größeren Zahlen in den Kleingewässern halten. Problematisch sind hier in erster Linie die Beschattung durch die gepflanzten Auengehölze und die relative Isolation des Untersuchungsgebietes. Der Kammmolch und der Fadenmolch, für die aus den 90er Jahren Einzelfunde dokumentiert sind, konnten aktuell nicht mehr nachgewiesen werden.

Die Amphibiengemeinschaft in der Haseaue ist mit vier Arten zwar nach wie vor artenarm, doch haben die Populationen insgesamt recht stetig zugenommen. Aufgrund der Größe der meisten Stillgewässer spielen Verlandung und Beschattung dort nur eine untergeordnete Rolle. Problematisch ist jedoch, dass die Uferzonen oft zu steil angelegt sind und es an Flachwasserzonen mangelt.

An der Berkel, wo keine Maßnahmen zur Erweiterung des Stillgewässerinventars erfolgten, verzeichneten die Amphibienpopulationen in den ersten Jahren zunächst einen moderaten Zuwachs und blieben seitdem relativ stabil. Förderlich waren die Wiedervernässung von Flächen und die Extensivierung der Nutzung. Auch hier besteht das Arteninventar aus nur wenigen, häufigen Arten.

8.1.2.4 Libellen

Die Entwicklung der Libellengemeinschaften der Untersuchungsgebiete verlief weitestgehend parallel zu der der Amphibien.

An der Oster wurden wie bei den Amphibien zu Beginn große Fortschritte erzielt, von denen heute nur wenig geblieben ist. Am Fließgewässer ist nur mehr die Blauflügel-Prachtlibelle (*Calopteryx splendens*) gut vertreten und an den Kleingewässern treten nur noch wenige eurytope Kleinlibellen auf. Maßgeblich sind in diesem Zusammenhang die starke Beschattung der Oster, welche die Blauflügel-Prachtlibelle noch vergleichsweise gut tolerieren kann, eine hohe Belastung der Gewässersohle mit Feindetritus und die Verlandung von Stillgewässern.

Eine vergleichbare Entwicklung hat die Libellenfauna an der Hochflutrinne Lake genommen. Zu Beginn haben sich auch dort neue Arten angesiedelt, darunter auch Pioniere. Auch die Individuendichten stiegen. Diese Entwicklung hielt bis 2003 an. Mittlerweile sind die Artenzahlen jedoch wieder gesunken und es fehlen vor allem Leitarten der permanenten Auenweiher mit randlich temporär austrocknenden Flachwasserzonen. Eine mögliche Erklärung ist auch hier die zunehmende Beschattung der Kleingewässer.

Von Berkel und Hase liegen keine zuverlässigen Daten zur Entwicklung der Libellengemeinschaften vor. Die Berkelaue verfügt aktuell über ein durchschnittliches Arteninventar für ein Naturschutzgebiet. In der Haseaue präsentiert sich die Libellengemeinschaft dagegen als recht artenreich. Dies ist vor allem auf das breite Spektrum vorhandener Stillgewässer zurückzuführen. An der Hase selbst mangelt es jedoch an typischen Fließgewässerarten.

Insgesamt zeigt sich, dass an Oster und Oberweser zunächst große Fortschritte erzielt werden konnten und die Libellengemeinschaft rasch und deutlich auf die neuen Stillgewässer

reagierten. Diese Fortschritte konnten langfristig aber nicht bzw. nicht völlig erhalten werden. Ursache sind vor allem ungebremste Sukzessionsprozesse und das Fehlen von Auendynamik.

8.1.2.5 Heuschrecken

An der Berkel ist ursprünglich nur die Kurzflügelige Schwertschrecke (*Conocephalus dorsalis*) stellvertretend für die Artengruppe untersucht worden. Diese Art hat sehr von der Ausbreitung der Röhrichte profitiert. Aktuell weisen die Extensivweiden einen guten Zustand auf, während die Sukzessionsflächen vergleichsweise artenarm sind. Insgesamt sind aber vor allem anspruchsvollere, hygrophile Arten wie die Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum*) kaum vertreten.

Auch an der Oberweser profitierte zunächst *C. dorsalis* von der Ausbreitung der Röhrichte. Durch die Beweidung seit 2011 ist die Art wieder zurückgegangen. Insgesamt zeichnet sich die Heuschreckengemeinschaft heute jedoch durch einen erhöhten Anteil hygrophiler Arten aus. Der Sumpfgrashüpfer ist aber auch hier nicht bodenständig.

An der Hase hat sich der allgemeine Zustand der Heuschreckengemeinschaft deutlich verbessert. Es sind aber vor allem die trockenen Mähwiesen, auf denen die Artengruppe Zuwächse verzeichnet. Zwar hat sich auch die Bewertung der feuchteren Probeflächen verbessert, doch sind einige wichtige, hygrophile Arten zurückgegangen oder gänzlich verschwunden.

Die Heuschreckenfauna des Ostertals ist aktuell 2017 untersucht worden. Sie ist individuenreich, aber arm an wertgebenden Arten. Sehr positiv sind jedoch Vorkommen der Sumpfschrecke und des Sumpfgrashüpfers (*Pseudochorthippus montanus*).

8.1.2.6 Laufkäfer

Die Berkel verfügte über den gesamten Untersuchungszeitraum über eine gut ausgeprägte, ripicole Laufkäferfauna. Aktuell sind an den Ufern stellenweise leichte Rückgänge typischer Arten besonnter Sandufer zu verzeichnen. Dort machen sich die Beschattung durch den sich allmählich entwickelnden Gehölzsaum und der Verlust offener Flächen durch Sukzession bemerkbar. Eine positive Seite der Gehölzentwicklung ist aber, dass so an einigen Stellen geeignete Habitate für den Erzgrauen Uferläufer (*Elaphrus aureus*) entstehen. Die mit Abstand höchste Laufaktivität und Artanzahl ist jedoch am künstlich freigehaltenen Sandfang nahe Vreden zu verzeichnen.

An der Hase profitierten die ripicolen Laufkäferarten sehr deutlich vom Anschluss der Altarme. Die Rohbodenflächen in diesem Abschnitt wurden rasch angenommen und werden in hohen Dichten besiedelt. Auch dort ist unter den aufgekommenen Weiden *E. aureus* mittlerweile zu finden. An den befestigten Laufabschnitten werden die sehr wenigen Rohbodenflächen dank der hohen Mobilität der Arten ebenfalls gut besiedelt. Sehr gut stellt sich auch der Zustand der Carabidenfauna einer neu angelegten Flutmulde dar, die 2017 erstmals untersucht wurde. In der Aue hingegen sind Arten, die typisch für Auen oder generell für Feuchtlebensräume sind, weiterhin völlig unterrepräsentiert und auf die Gewässerrandstreifen sowie Röhrichte und feuchte Hochstaudenfluren beschränkt. Seit Beginn der Untersuchungen 1999 dominieren mesophile Arten der Kulturlandschaft.

Ein ähnliches Bild zeichnet sich an der Oberweser ab: Auch dort hat sich in der Aue kaum

etwas verändert und es fehlen die autotypischen Arten. Am Weserufer konnten dagegen vermehrt ripicole Arten gefunden werden, darunter *Dyschirius agnatus*, der sogar in recht hoher Zahl auftrat. Während der Nachuntersuchungen profitierten diese Arten von besonders niedrigen Wasserständen, durch die geeignete Rohböden trockenfielen.

Einen drastischen Wandel hat dagegen die Laufkäferzönose an den Ufern der Oster durchgemacht. Die ripicolen Arten, die sich nach der Neugestaltung des Bachlaufs rasch an den Ufern angesiedelt hatten, sind seitdem fast ausnahmslos von vergleichsweise häufigen Arten feuchter Wälder abgelöst worden. Ursache ist hier wieder die Pflanzung einer sehr dichten Erlengalerie in Verbindung mit einer unzureichenden Uferdynamik.

Für alle vier Fließgewässer hat sich gezeigt, dass dort, wo Rohböden im Uferbereich entweder durch das Zulassen von Morphodynamik entstanden oder auf künstliche Weise geschaffen worden sind, auch eine rasche Besiedlung durch lebensraumtypische Arten erfolgte. Der weitere Verlauf ist abhängig vom Ausmaß der Morphodynamik und der Gehölzentwicklung. Dass der an der Berkel aufkommende Gehölzsaum zu einem Rückgang geeigneter Lebensräume für heliophile Uferarten führt, dürfte der natürlichen Entwicklung entsprechen. Gewässer von der Größenordnung der Berkel weisen nach DAHM et al. (2014) überwiegend schattige Laufabschnitte auf. Prinzipiell gilt dies auch für die Oster, allerdings sind sonnige Abschnitte dort völlig unterrepräsentiert.

Die Ergebnisse aus den Auen von Hase und Oberweser sind ernüchternd. In beiden Fällen scheinen nicht die nötigen Voraussetzungen geschaffen worden zu sein, um die autotypischen Laufkäferarten wesentlich zu fördern. Gerade an der Hase wäre eine deutliche Reaktion der Carabidenzönose auf die Deichrückverlegung zu erwarten gewesen.

8.1.2.7 Makrozoobenthos & Fische

Der Zustand des Makrozoobenthos in der Oster verbesserte sich kontinuierlich über den gesamten Untersuchungszeitraum. Im Gegensatz dazu zeigte die Fischfauna in der Zeit zwischen der Neugestaltung des Bachlaufs und Inbetriebnahme der Kläranlagen im Einzugsgebiet eine Zustandsverschlechterung: Die Erhöhung der Rauigkeit des Gerinnes hatte bei unveränderter Schadstoffbelastung zu verstärkten Abbauprozessen geführt, die ihrerseits eine verstärkte Sauerstoffzehrung und Sauerstoffmangelzustände mit sich brachten. Mit Inbetriebnahme der Kläranlagen und Reduzierung der Schadstoffbelastung besserte sich diese Situation. Trotz der Zustandsverbesserung entspricht weder der Zustand des Makrozoobenthos noch der Zustand der Fischfauna dem guten ökologischen Zustand nach EU-Wasserrahmenrichtlinie. Ursachen sind weiterhin fortbestehende Belastungen durch Regenüberläufe und Oberflächenabflüsse, die u.a. zur Kolmation der Sohle führen.

Kernaussagen

- Bei allen Artengruppen hat zumindest vorübergehend eine Zunahme der Arten- und Individuenzahlen stattgefunden.
- Langfristig profitiert haben von den E+E-Vorhaben vor allem Arten ohne besonderen Auenbezug, die typisch für strukturreiche, extensiv genutzte Kulturlandschaften mit eingestreuten Brachflächen, Gehölzen und Stillgewässern sind. Dabei handelt es sich meist um Arten, die im Vergleich zu auenspezifischen Arten noch relativ häufig vorkommen.
- Die Schaffung von Rohbodenstandorten in den Auen führte vorübergehend zur Ansiedlung wertgebender Pionierarten. Durch fortschreitende Sukzession und mangelnde

Auendynamik sind diese Lebensräume und ihre Artgemeinschaften oftmals wieder weitgehend aus den Untersuchungsgebieten verschwunden.

- Arten dynamischer Auenhabitats konnten sich nur dort langfristig halten, wo eigendynamische Prozesse zugelassen oder künstlich Ersatzhabitats wie der Sandfang an der Berkel geschaffen und erhalten wurden.
- Arten der Stillgewässer profitierten sehr von der Anlage neuer Stillgewässer, gingen aber wieder zurück, wenn fortschreitende Sukzessionsprozesse zur Verlandung und Beschattung der Gewässer führten. Letzteres betrifft in erster Linie kleinere Stillgewässer.
- Der Erlensaum an der Oster wirkte sich negativ auf aquatische Makrophyten, Libellen, Amphibien und ripicole Laufkäfer aus.
- Arten mit hohem Anspruch an die Bodenfeuchte sind oftmals unterrepräsentiert.

8.2 Haben die Vorhaben ihre Ziele erreicht?

Bei den unter Punkt 8.2.1 und Punkt 8.2.2 vorgenommenen Wertungen des Maßnahmen Erfolgs und der Erfüllung der ökologischen Entwicklungsziele handelt es sich um eine fachliche Einschätzung unsererseits, orientiert an gängigen Definitionen von Flussauen und daraus abgeleiteten Erwartungen an eine Auenrenaturierung. Zum Zeitpunkt der Planung der Vorhaben waren noch keine spezifischen auenökologischen Leitbilder verfügbar, und dementsprechend enthalten die Zielsetzungen der Vorhaben keine verbindlichen Zielgrößen, deren Erreichung sich von unserer Seite klar und ohne Raum zur Interpretation überprüfen ließe. Biozönotische Auenleitbilder, die im Nachhinein als leitbildgemäße Zielgrößen herangezogen werden könnten, existieren zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch nicht. Die Angabe eines leitbildorientierten Zielerfüllungsgrads war also nicht möglich. Die Einschätzung des Erfolges der Vorhaben wird daher im Nachfolgenden über eine fünfstufige Farbskala wiedergegeben.

8.2.1 Erfüllung der ökologischen Entwicklungsziele

Übergeordnetes Ziel der Vorhaben war es, Konzepte zur Auenrenaturierung zu entwickeln und Maßnahmen in der Praxis zu erproben. Die Konzepte enthielten verschiedene, übergeordnete Entwicklungsziele, deren Erfüllung im Nachfolgenden betrachtet wird (Tabelle 86). Wie sich zeigt, ist das einzige Ziel, das ohne Einschränkungen erreicht wurde, die Initiation übergreifender Biotopverbunde entlang der Hase und der Berkel. Es handelt sich dabei streng genommen zwar um ein organisatorisches Ziel, doch wegen ihrer Bedeutung auf ökologischer Ebene sei diese Leistung an dieser Stelle besonders hervorgehoben.

Tabelle 86: Übersicht über die Zielerfüllung der E+E-Vorhaben auf ökologische Ebene. Die Spalte „Erfolg“ enthält eine Einschätzung über die Erreichung der Ziele, kodiert über eine fünfteilige Farbampel. Die Pfeile geben an, ob sich die Zustände gegenüber dem Ausgangszustand verbessert (↗) oder verschlechtert (↘) haben oder unverändert (→) geblieben sind.

■ = Ziel nicht erreicht; ■ = Ziel überwiegend nicht erreicht; ■ = Ziel teilweise erreicht; ■ = Ziel überwiegend erreicht; ■ = Ziel erreicht.

Ökologische Entwicklungsziele	Erfolg	Hindernisse / Defizite
Berkel		
Eigendynamische Entwicklung der Berkel	→	Sohleintiefung
Natürliche Entwicklung der Aue	↗	Sohleintiefung, hydrologische Entkopplung
Erhaltung und Entwicklung von auentypischem Extensivgrünland	→	Nutzungsintensität evtl. zu hoch
Verwirklichung eines Schrittes zum Aufbau eines Biotopverbundes entlang der gesamten Berkel	↗	
Hase		
Entwicklung und Erhalt von Auenbiotopen	↗	zu geringe Bodenfeuchte
Wiederherstellung der Flusssdynamik am Gewässer und in der Aue	↗	versteinte Ufer, Sohleintiefung
Etablierung eines natürlicheren Wasserregimes	→	sandgeprägte Aue, Sohleintiefung, Klimawandel
Biotopverbundsystem in der Haseaue	↗	
Naturverträgliche landwirtschaftliche Bewirtschaftungsweisen	↗	monotone Einsaatmischung, Jakobs-Greiskraut, Äcker im UG
Oster		
Erhöhung der Selbstreinigungskraft sowie Verbesserung der Gütesituation	↗	Regenüberläufe, Oberflächenabflüsse
Erhöhung der Arten- und Biotopvielfalt sowie Biotopvernetzung	↗↘	Beschattung, Verlandung von Stillgewässern, Verbrachung, Artenzahlen rückläufig
Hochflutrinne Lake		
Auentypische Strukturen und Prozesse	↗	unzureichender Anschluss der Flutrinne ans Überflutungsgeschehen
Kleingewässer/Flutrinne	↗↘	Beschattung, Rückgang von Röhrichten und Hochstaudenfluren durch Beweidung
Vorhandene Pflanzen und Artengemeinschaften	↗↘	mangelnde Auendynamik
Initiation und Förderung von Auwaldkomplexen	↗	Hutewaldcharakter durch Beweidung

Die eigentlichen ökologischen Entwicklungsziele der Vorhaben wurden allerdings nur in eingeschränktem Umfang erreicht. Besonders in Hinblick auf die Auendynamik und die hydrologische Kopplung konnten an Berkel, Hase und Oberweser nur geringe Fortschritte erzielt werden. Dies ist jedoch nicht auf Fehler bei der Umsetzung der Renaturierungen zurückzuführen, sondern auf die Rahmenbedingungen der Vorhaben. Die Fließgewässer hatten weiterhin ihre Funktion als Vorflut oder Wasserstraße zu erfüllen, und insbesondere der

Hochwasserschutz musste weiter gewährleistet bleiben. Maßnahmen, die diese Dienstleistungen der Fließgewässer potentiell hätten einschränken können, beispielsweise die Absenkung des Uferwalls am oberen Einlauf der Hochflutrinne Lake, konnten daher nicht umgesetzt werden. So wirkt der gesellschaftliche Nutzungsanspruch weiterhin in die Projektgebiete hinein und beschränkt die Möglichkeiten zur eigendynamischen Entwicklung.

Prinzipiell betrifft diese Thematik auch die Oster. Dort haben vor allem Sicherheitsbedenken die letztendliche Ausgestaltung des Bachbetts und der Erlengalerie beeinflusst. Die Förderung der Eigendynamik zählte in diesem Fall aber nicht zu den offiziell genannten Zielen. Weitere externe Belastungen, die in diesem Vorhaben zum Tragen kommen, sind Schadstoffeinträge aus Regenüberläufen und diffusen Oberflächenabflüssen.

Im Ganzen betrachtet ist der Erfolg der vier Vorhaben hinsichtlich der Erfüllung ihrer Zielsetzungen als „mäßig bis gut“ einzustufen. In dieser Hinsicht unterscheiden sich die Vorhaben kaum voneinander. Dies hängt in erster Linie mit folgenden Gesichtspunkten zusammen:

- Alle Vorhaben haben zu einer Verbesserung des ökologischen Allgemeinzustandes der Untersuchungsgebiete geführt. In Hinblick auf alle Ziele sind daher zumindest Teilerfolge zu verzeichnen.
- Alle Vorhaben waren und sind verschiedenen externen Störeinflüssen unterworfen, die vor allem die Möglichkeiten zur eigendynamischen Entwicklung eingeschränkt haben. Infolgedessen ist keines der Ziele, trotz teils guter Fortschritte, in vollem Umfang erreicht worden.
- Die Ziele der Vorhaben sind - in Ermangelung konkreter Leitbilder - nur auf übergeordneter Ebene formuliert worden und dementsprechend weit gefasst. So fließt meist eine Vielzahl verschiedener, positiver wie negativer Teilergebnisse in die Bewertung jedes einzelnen Entwicklungsziels ein. Dies wirkt sich nivellierend auf die abschließende Bewertung aus.

Nichtsdestotrotz ist zu betonen, dass die Vorhaben entgegen allen Widrigkeiten den Großteil dessen erreicht haben, was unter den gegebenen Rahmenbedingungen, mit den zur Verfügung stehenden Mitteln und nach damaligem Kenntnisstand zu erreichen war. Gerade auch weil es sich um Pioniervorhaben handelt, sind die Gesamtleistungen der Vorhaben, insbesondere auch ihre Beiträge zum Erkenntnisgewinn und zur Akzeptanzsteigerung in der Bevölkerung vor Ort, schlussendlich sehr positiv zu werten.

Kernaussagen

- Alle Vorhaben haben gegenüber dem Ausgangszustand zu einer Verbesserung des ökologischen Gesamtzustandes der Untersuchungsgebiete geführt.
- Keines der ökologischen Entwicklungsziele der Vorhaben ist in vollem Umfang erreicht worden. Dennoch sind bezüglich aller Teilziele mehr oder weniger große Teilerfolge erreicht worden.
- Defizite bestehen vor allem hinsichtlich Eigendynamik und Hydroregime der Auen. Hier macht sich vor allem bemerkbar, dass die Fließgewässer nach wie vor Dienstleistungen in Bezug auf Entwässerung und Hochwasserschutz zu erbringen haben.
- Eine besondere Leistung stellt die Initiation von übergreifenden Biotopverbunden an Berkel und Hase dar.
- Trotz fortbestehender Defizite in den Untersuchungsgebieten sind die Vorhaben in ihrer Gesamtleistung sehr positiv zu werten.

8.2.2 Erfolg der Renaturierungsmaßnahmen

Tabelle 87 zeigt einen Überblick über den Erfolg der wichtigsten Renaturierungsmaßnahmen, die in den Untersuchungsgebieten umgesetzt worden sind. Weiterhin enthalten sind etwaige Hindernisse, die den Maßnahmenerfolg ggf. eingeschränkt haben, sowie die infolgedessen aktuell bestehenden Defizite in den Untersuchungsgebieten.

Hier zeigt sich ein etwas differenzierteres Bild als bei Betrachtung der Entwicklungsziele. Dies geht vor allem darauf zurück, dass die Maßnahmen in ihren Zielstellungen schärfer umrissen und daher eindeutiger zu beurteilen sind als die vergleichsweise pauschal gefassten, übergeordneten Ziele der Vorhaben.

Sehr zielführende Maßnahmen waren der Aufstau von Entwässerungsgräben und der Verschluss von Drainagen zur Wiedervernässung der Berkelaue in Kombination mit freier Sukzession. Auf den betreffenden Flächen konnten sich großflächig autotypische Vegetationstypen etablieren, die zwar oft einen hohen Anteil an Nitrophyten aufweisen, sich aber sehr günstig auf die Avifauna und die Bestände der Kurzflügeligen Schwertschrecke ausgewirkt haben. Zu unerwartet positiven Ergebnissen hat auch die Anlage des naturnahen Sandfangs geführt, der besonders für Arten dynamischer Auenlebensräume ein wichtiges Habitat darstellt. Damit ist der Sandfang die einzige wasserwirtschaftliche Rahmenvorgabe, die sich positiv auf den Erfolg eines der Vorhaben ausgewirkt hat.

Ebenfalls sehr gut haben sich die wieder an die Hase angeschlossenen Altarme „Lehrte“ und „Lahre“ entwickelt. Dies ist allerdings nur dadurch ermöglicht worden, dass die Maßnahme einige Jahre nach Beendigung des Vorhabens korrigiert worden ist (siehe Abschnitt 3.2.2). Heute weisen diese Laufabschnitte mit zahlreichen Uferabbrüchen, Ufergehölzen und einigen Sturzbäumen die mit Abstand größte Naturnähe im Projektabschnitt auf.

An der Oster war eine projektbegleitende Maßnahme die insgesamt zielführendste: Die vorgezogene Einrichtung der Abwasserklärung an der Oster. Ohne diese Maßnahme wäre eine Verbesserung nur durch die strukturelle Aufwertung des Bachlaufs nicht möglich gewesen. Wie sich damals zeigte, verschlechterten sich die Lebensbedingungen in der Oster im Zeitraum zwischen der Neumodellierung der Oster und der Inbetriebnahme der Kläranlagen sogar, da die Oberflächenvergrößerung durch den Umbau zu verstärkten Abbauprozessen führte, die wiederum Sauerstoffmangelzustände in der Oster verursachten. Darunter litt in dieser Phase des Projektes vor allem die Fischfauna.

Tabelle 87: Übersicht über die Wirkung der Renaturierungsmaßnahmen der E+E-Vorhaben. Die Spalte „Wirkung“ enthält eine Einschätzung zur Erreichung der Ziele, kodiert über eine fünfteilige Farbampel. Die Pfeile geben an, ob Zielparameter sich gegenüber dem Ausgangszustand verbessert (↗) oder verschlechtert (↘) haben oder unverändert (→) geblieben sind.

■ = Maßnahme nicht zielführend; ■ = Maßnahme überwiegend nicht zielführend; ■ = Maßnahme teilweise zielführend; ■ = Maßnahme überwiegend zielführend; ■ = Maßnahme zielführend.

Maßnahme	Wirkung	Kommentare
Berkel		
Wiedervernässung (Grabenaufstau, Verschluss von Drainagen)	↗	positiv: Ausbreitung autotypischer Vegetation, Ansiedlung Röhricht bewohnender Brutvogelarten
Nutzungsaufgabe, Freie Sukzession	↗	positiv: Ausbreitung autotypischer Vegetation, Ansiedlung Röhricht bewohnender Brutvogelarten
Initialpflanzungen zur Auwaldentwicklung	↗	positiv: Förderung von Brutvögeln mit Gehölzbezug. negativ: Startschwierigkeiten: Verbiss, Trockenheit
Anlage eines naturnah gestalteten Sandfangs	↗	positiv: Annuellenfluren, Ysop-Blutweiderich (<i>Lythrum hyssopifolia</i>), hohe Aktivität ripicoler Laufkäfer
Sukzessive Extensivierung der Grünlandnutzung durch Erwerb und Vertragsnaturschutz	↗	positiv: Ausbreitung von Flutrasen. negativ: Weiden überwiegend kennartenarm, Nutzungsintensität evtl. zu hoch
Hase		
Deichrückverlegung	→	positiv: Schaffung von Retentionsraum (Hochwasserschutz). negativ: ökologisch ohne Wirkung, Sohleintiefung, Sandaue
Anschluss der Altarme "Lahre" und "Lehrte"	↘↗	positiv: Uferdynamik, Sturzbäume, Ansiedlung seltener Laufkäfer. negativ: erst nach Korrektur erfolgreich
Reaktivierung des Bleichenholter Grabens	↗	positiv: Verbesserung der Lebensbedingungen für Fische. negativ: geringe Dynamik. Vollständiger Anschluss empfohlen
Anlage und Revitalisierung von Stillgewässern	↗	positiv: Förderung von Amphibien, Libellen und Verlandungsvegetation. negativ: steile Ufer, wenig Flachwasserzonen
Extensivierung	↗	positiv: Förderung von Arten der Sandmagerrasen. negativ: Wiesen kennartenarm, monotone Einsaatmischung
Nutzungsaufgabe	↗	positiv: Ausbreitung autotypischer Vegetation. Förderung hygrophiler Arthropoden. negativ: Flächen oft zu trocken
Beobachtende Gewässerunterhaltung	↗	positiv: Etablierung von Röhrichten, Gehölzaufwuchs. negativ: Steinschüttungen, Dynamik eingeschränkt
Anlage von Neodünen (BMBF-Projekt)	→	positiv: sehr kleinräumige Sandmagerrasen. negativ: Bodenverdichtung, Kiefernaufwuchs

Maßnahme	Wirkung	Kommentare
Oster		
Neumodellierung des Fließgewässers	↗	positiv: Verbesserung der Struktur. negativ: festgelegte Strukturen, zu große Profiltiefe, zu viel Grobgeschiebe
Bestehenlassen begradigter Oster-Abschnitte als Altarme und Schaffung weiterer Kleingewässer	↗	positiv: vorübergehend Ansiedlung von Armleuchteralgen. negativ: vielfach verlandet und beschattet
Pflanzungen: Erlengalerie und Auwaldinitial	➔	positiv: regulierend für Wassertemperatur. negativ für Dynamik, aquatische Makrophyten, Libellen und Laufkäfer
Extensivierung der Auenflächen	↗	positiv: Erhalt von Feucht- und Nasswiesenvegetation. negativ: ungünstige Mahdtermine, Verlust von Wiesenbrütern
Verschluss von Dränagen	↗	positiv: Flächen wurden vernässt. negativ: führte aber zur Nutzungsaufgabe auf Flächen mit wertvoller Nasswiesenvegetation
Bau von Kläranlagen	↗	positiv: deutliche Verbesserung der Wasserqualität und Lebensbedingungen in der Oster
Hochflutrinne Lake, Oberweser		
Vertiefung von Flutmulden, Schaffung von Kleingewässern, Erweiterung vorhandener Kleingewässer	↗	positiv: Förderung von Amphibien, Libellen und Verlandungsvegetation. negativ: Beschattung, rückläufige Artenzahlen
Schaffung von Pionierstandorten durch Abschieben des Oberbodens	↗↘	positiv: vorübergehende Förderung von Annuellenfluren. negativ: Verlust durch Sukzession, sehr kleinräumig noch Störstellen durch Beweidung
Initialpflanzungen von autochthonen Weich- und Harthölzern im größten Teil des Vorhabensgebietes	↗	positiv: gute Gesamtentwicklung. negativ: Hutewaldcharakter durch Beweidung, kaum Verjüngung
Flächenmanagement: freie Sukzession und spätere Wiederaufnahme der Beweidung	↗↘	positiv: zu Beginn Ausbreitung von Röhrichten und entsprechender Vogelarten. negativ: Zurückdrängung typischer Auenvegetation durch Beweidung

Viele der Renaturierungsmaßnahmen konnten nicht in vollem Umfang die gewünschte Wirkung entfalten oder konnten dies nur über einen begrenzten Zeitraum hinweg. Dazu zählen u.a. Maßnahmen zur Redynamisierung der Auenkomplexe wie die Deichrückverlegung mit beobachtender Gewässerunterhaltung an der Hase, die Vertiefung der Hochflutrinne an der Oberweser und die Neumodellierung des Laufs der Oster. Diese Maßnahmen haben zwar zu Teilerfolgen geführt, doch ist es in keinem der genannten Fälle gelungen, die gewünschten morphodynamischen Prozesse nachhaltig anzustoßen. Während die Ursachen für eine eingeschränkte Dynamik an Hase und Berkel in der großen Einschnitttiefe der Fließgewässer und im Fortbestehen von Uferbefestigungen zu finden sind, ist an der Oster vor allem die als Lebendverbau fungierende Erlengalerie dafür verantwortlich.

Maßnahmen, die zwar kurzfristig zu sehr guten Ergebnissen führten, diese aber weitgehend wieder einbüßten, waren die Schaffung von Pionierstandorten durch Abschieben von Oberboden an der Oberweser und die Anlage von Stillgewässern an der Oster. In beiden Fällen hat das ungehinderte Fortschreiten der Sukzession zum weitgehenden Verlust der neu geschaffenen Lebensräume geführt. Ursprünglich war man davon ausgegangen, dass

die Eigendynamik der Auen diesen Prozessen entgegenwirken oder zumindest andernorts neue Stillgewässer und Pionierstandorte entstehen lassen würde. Dies ist jedoch ausgeblieben.

Der Erfolg der extensiven Bewirtschaftung gestaltete sich in den Untersuchungsgebieten recht unterschiedlich. Wiesen fallen vor allem an der Oster vergleichsweise artenreich aus. Dort ist es gelungen wertvolle Feuchtwiesen zu erhalten. Allerdings gab es dort noch lange Probleme hinsichtlich der Anpassung der Mahdtermine, was sich ungünstig auf die Wiesenbrüter im Gebiet auswirkte. Eine gut erhaltene Wiese ist auch im wiedervernässten Bereich an der Berkel zu finden. An der Hase hingegen sind die Wiesen auf ehemaligen Ackerflächen strukturarm und von floristischer wie avifaunistischer Artenarmut gekennzeichnet. Die Etablierung von Feuchtgrünland ist dort nicht gelungen. Mögliche Ursachen sind die Verwendung einer artenarmen Einsaatmischung und die relative Trockenheit dieser Flächen.

Die Weideflächen in den Projektgebieten fallen vergleichsweise strukturreich aus. Gerade an der Hase konnten im Bereich der „Hammer Schleife“ gute Fortschritte durch extensive Beweidung erreicht werden. Auch diese Flächen sind jedoch überwiegend durch Trockenheit gekennzeichnet und weisen zunehmend Arten der Sandmagerrasen auf. In der Berkelaue hat die Extensivierung der Beweidung zu keiner wesentlichen Veränderung im Flächencharakter geführt. Zwar sind dort kleinflächig Flutrasen vorhanden, doch machen artenarme Weidelgras-Weißklee-Weiden noch immer das Gros der Weideflächen aus. Eine mögliche Ursache ist eine zu hohe Nutzviehdichte.

Das Flächenmanagement an der Oberweser stellt einen Spezialfall dar und ist schwierig zu bewerten: Grundsätzlich gehörte eine „eingestreute, extensive Beweidung“ zum Gesamtkonzept des Vorhabens an der Oberweser (GERKEN et al. 2002), doch ist darauf zunächst verzichtet worden, weil man die Flächen als zu klein für ein sinnvolles Beweidungskonzept erachtete. Stattdessen sollte sich die Untersuchungsfläche möglichst unbeeinflusst zum naturnahen Auwald entwickeln. Innerhalb weniger Jahre nach der Nutzungsaufgabe hatte sich dann, ausgehend von der Hochflutrinne, ein Komplex aus verschiedenen Röhrichtgesellschaften und Hochstaudenfluren ausgebreitet, der im weiteren Verlauf bis 2010 den Großteil des Untersuchungsgebietes einnahm. Während sich in der Hochflutrinne durchaus wertvolle Vegetationskomplexe mit Schwanenblume, Großem Wasserfenchel und Fluss-Greiskraut herausbildeten, waren die Hochstaudenfluren auf dem Werder vergleichsweise monoton und von Nitrophyten geprägt. Wie auch in der Berkelaue sind diese Flächen aber in hohen Dichten von boden- und staudenbrütenden Vogelarten besiedelt worden. Ab 2011 ist dann die Beweidung der Fläche wiederaufgenommen worden, um die floristische Verarmung aufzuhalten und dem Verlust von Pionierlebensräumen durch fortschreitende Sukzession entgegenzuwirken. So sind dann die hochwüchsigen Pflanzengesellschaften und damit auch die an sie gebundenen Vogelarten stark zurückgedrängt worden. Der Sumpfrohrsänger, der zuvor noch zahlreich vertreten war, ist heute beispielsweise nur noch in Teilflächen innerhalb der Flutrinne, die zum Schutz wertgebender Pflanzenarten ausgezäunt worden sind, und am Ufer der Oberweser zu finden. Andererseits fördert der Dung der Weidetiere die Ansiedlung koprophager Insekten, wodurch sich das Nahrungsangebot für insektenfressende Vogelarten erhöht. Aktuell sprechen sich die Bearbeiter der Nachuntersuchungen allesamt dafür aus, zusätzliche Teilbereiche der Aue von der Beweidung auszuzäunen, um die Entwicklung autotypischer Vegetationstypen wieder zu fördern.

Kritisch zu sehen ist die Beweidung aber vor allem in Hinblick auf die weitere Entwicklung der Initialpflanzungen zur Auwaldbegründung. Der noch junge Gehölzbestand ist heute deutlich vom Verbiss durch die Weidetiere gekennzeichnet und sehr licht. Ein Lückenschluss durch neue, spontan aufkommende Gehölze scheint aktuell nicht stattzufinden. Unter diesen

Bedingungen ist damit zu rechnen, dass sich der Bestand nicht schließen wird und somit nicht in der Lage sein wird, Auwaldcharakter zu entwickeln. In dieser Hinsicht widerspricht die flächendeckende Beweidung der Zielsetzung des Vorhabens.

Das Hauptproblem bei der Bewertung dieser Entwicklungen an der Oberweser ist, dass für den Zeitraum zwischen 2005 und 2017 keinerlei Daten vorliegen. Es lässt sich daher weder belegen, dass sich das Gebiet bis 2010 ungünstig entwickelt hat oder ohne Beweidung bis heute ungünstig entwickelt hätte, noch lässt sich belegen, dass die Beweidung gegenüber dem Zustand von 2010 zu einer Verbesserung geführt hat. Die uns vorliegenden Daten lassen nur erkennen, dass sich seit 2003 der Zustand der Avizönose und der Heuschreckenfauna im Ganzen etwas verbessert hat, die Laufkäfergemeinschaft weitgehend unverändert geblieben ist und die Libellen wie auch die Amphibien rückläufige Tendenzen aufweisen. Inwieweit diese Entwicklungen trotz, wegen oder dank der Beweidung stattgefunden haben, lässt sich aus heutiger Sicht jedoch nicht mehr klären.

Sehr eindeutig fällt dagegen die Beurteilung der Pflanzung der Erlengalerie entlang der Oster aus. Die Maßnahme war ursprünglich dazu gedacht, durch eine schnelle Begrünung der anfangs noch sehr kargen Uferstrecke die Akzeptanz bei der anwohnenden Bevölkerung zu steigern und der natürlichen Entwicklung der Uferstrecke um einige Jahre vorzuzugreifen. Im Lauf der Jahre hat sie jedoch zu mehreren Fehlentwicklungen in und an der Oster geführt (vgl. Kapitel 6.11). In ihrer jetzigen Form unterbindet die Galerie Laufverlagerungen, die Entstehung dynamischer Uferlebensräume, die Entwicklung aquatischer Makrophyten und die Besiedlung durch ripicole Laufkäfer und die meisten Libellenarten. Gerade die beiden letztgenannten Artengruppen hatten anfangs noch deutliche Fortschritte gemacht. Lediglich auf die Wassertemperatur der Oster hat die Galerie einen positiven, abmildernden Effekt. So ist die Maßnahme zwar zuträglich für die Wasserqualität, aber aus auenökologischer Sicht keineswegs zielführend.

Kernaussagen

- Einzelne Maßnahmen waren sehr zielführend: Wiedervernässung mit freier Sukzession, Altarmanschlüsse und der Bau von Kläranlagen
- Das Gros der Maßnahmen ist in seiner Zielerreichung eingeschränkt. Ursächlich sind meist Defizite hinsichtlich Auendynamik und Hydroregime, die auf die Rahmenbedingungen der Vorhaben zurückgehen.
- Der Erfolg der extensiven Grünlandwirtschaft ist stark fallabhängig und zeigt kein einheitliches Muster.
- Die Wiederaufnahme der Beweidung an der Oberweser bricht mit der anfänglich verfolgten Zielsetzung und erscheint in Hinblick auf die Entwicklung naturnaher und autentypischer Vegetationsformen als hinderlich. Aufgrund mangelnder Daten ist die Notwendigkeit der Nutzungsumstellung zudem nicht überprüfbar.
- Nur eine Maßnahme, die Anlage der Erlengalerie an der Oster, war aus auenökologischer Sicht kontraproduktiv und hat anfänglichen Erfolgen entgegengewirkt.

8.3 Diskussion: Erfüllen die Auen ihre natürliche Funktion?

Wie die vorangegangenen Abschnitte zeigen, ist in allen Vorhaben die Struktur- und Biotopvielfalt der Untersuchungsgebiete dauerhaft verbessert worden. Auch die Biozönosen der Auen haben sich, im Ganzen betrachtet, gegenüber dem Ausgangszustand positiv entwickelt und weisen gesteigerte Artanzahlen auf. Die Zielstellungen der Vorhaben sind bis jetzt zwar nicht in vollem Umfang erfüllt worden, doch sind für alle Untersuchungsgebiete deutliche Fortschritte zu verzeichnen. Auch die Maßnahmenkataloge der Vorhaben haben sich, bezogen auf die Zielstellungen der Vorhaben, als weitgehend zielführend erwiesen, wenn auch nicht immer die gewünschten Effekte erreicht wurden.

Es lässt sich also festhalten, dass die vier Vorhaben, trotz aller Kritik, ihren eigenen Ansprüchen weitestgehend gerecht geworden sind. An dieser Stelle muss allerdings die Frage gestellt werden, inwieweit die Vorhaben damit auch den grundsätzlichen Erfordernissen von Auenrenaturierungen gerecht geworden sind. Schließlich ist es auch Ziel dieser Erfolgskontrolle, allgemeingültige Empfehlungen für zukünftige Projekte zur Auenrenaturierung zu erarbeiten. Im Nachfolgenden wird also behandelt, inwiefern die Ergebnisse einer Wiederherstellung der natürlichen, ökologischen Funktionalität der untersuchten Auenkomplexe entsprechen.

Diesbezüglich fällt mit Blick auf die Ergebnisse der vegetationskundlichen und faunistischen Nachuntersuchungen vor allem eines auf: Von den Renaturierungen profitierten in erster Linie Arten ohne besonderen Auenbezug, die typisch für extensiv genutzte, reich strukturierte Kulturlandschaften mit eingestreuten Brachflächen, Gehölzen und Stillgewässern sind. Anspruchsvolle Arten mit starkem Auenbezug sind dagegen weiterhin unterrepräsentiert. Insbesondere die Förderung von Arten, die auf dynamische Strukturen angewiesen sind, ist meist nur vorübergehend gelungen (vgl. 8.1.1 und 8.1.2).

Eine langfristige Erhöhung der Gesamtartenzahl ist vor allem durch die Reduzierung der Nutzungsintensität, das Zulassen von Sukzession und die Anlage und Revitalisierung von Stillgewässern erreicht worden. Diese Maßnahmen an sich sind nicht auenspezifisch und können grundsätzlich in nahezu jedem beliebigen, vormals intensiv genutzten Landschaftsausschnitt zu einer gewissen Erholung der Biozönose führen. Sie sind Grundlage für eine Auenrenaturierung, reichen aber allein nicht aus, um anspruchsvolle Auenarten zu fördern. Dazu bedarf es einer intakten Morphodynamik, eines auengerechten Wasserhaushaltes oder entsprechender Alternativmaßnahmen, die dahingehend bestehende Defizite ausgleichen. Zwei solche Maßnahmen, die auch zu den avisierten Ergebnissen geführt haben, waren die Wiedervernässung eines Teils der Berkelaue und der Anschluss von Altarmen an die Hase. Viele der übrigen Maßnahmen, deren Ziel es war, die Dynamik der Auenkomplexe zu fördern oder Ersatzhabitate zu schaffen, haben jedoch nur zu Teilerfolgen geführt. Dazu zählen die Deichrückverlegung, die Reaktivierung des Bleichenholter Grabens und die Reduzierung der Uferunterhaltung an der Hase, die Einstellung der Uferunterhaltung an der Berkel sowie die Vertiefung der Flutrinne und das Abschieben von Oberboden an der Oberweser. Durch diese Maßnahmen ist versucht worden, einzelne Aspekte der Auendynamik in den Untersuchungsgebieten zu reinitialisieren bzw. ihr Fehlen zu kompensieren, während aufgrund der externen Rahmenbedingungen an anderer Stelle Defizite fortbestanden, die sich limitierend auf die Auendynamik auswirkten (Tabelle 88).

So führte beispielsweise die Deichrückverlegung an der Hase zwar zur Vergrößerung des Retentionsraumes, doch sind anhand der vorliegenden Ergebnisse keine förderlichen Effekte auf Formenschatz, Vegetation oder Zoozönose der Aue zu erkennen. Die erwartete Verbesserung der Wasserversorgung der Aue blieb aus, was sich deutlich an der unverändert niedrigen Aktivitätsdichte hygrophiler Laufkäfer und dem Rückgang hygrophiler Heuschrecken

zeigt. Hier überwiegt die entwässernde Wirkung der tief in ihre Aue eingeschnittenen Hase aller Wahrscheinlichkeit nach die positiven Effekte der Deichrückverlegung. Auch Sedimentations- und Erosionsprozesse finden kaum statt. Nur einmal kam es infolge einer unbeabsichtigten Destabilisierung der Ufer während der Renaturierung zur Bildung tiefer Kolke und eines ausgedehnten, bis zu 1m mächtigen Schwemmfächers. Dort hat sich gezeigt, zu welcher Dynamik der Fluss prinzipiell fähig wäre, wenn die Ufer nicht weitestgehend versteint wären.

Tabelle 88: Fortbestehende Beeinflussung verschiedener Bereiche der Auendynamik durch externe Stressoren. Einen Parameter betreffende Stressoren sind mit **x** gekennzeichnet. HMWB = heavily modified water body (stark modifizierter Wasserkörper).

Parameter	Berkel	Hase	Oster	Oberweser	Stressoren
Abflussdynamik des Fließgewässers	x	x	x	x	Vorflut
	x				Wasserkraft
Morphodynamik des Fließgewässers		x		x	Kanalisation
			x		Sohlbefestigung
	x				Rückstau
Morphodynamik der Ufer	x	x		x	Sohlerosion
		x		x	Steinschüttungen
			x		Lebendverbau
Grund-/Wasserversorgung	x	x		x	Sohlerosion
Sedimentations- u. Erosionsdynamik in der Aue				x	Uferwall
	x	x		x	Sohlerosion
		x	x		Uferverbau
Ausgewiesen als HWMB nach WRRL	✓	✓		✓	

An der Berkel präsentiert sich ein ähnliches Bild: Dort äußert sich die starke Sohleintiefung darin, dass die durchaus ausgeprägte Morphodynamik fast ausschließlich auf die Uferzone unterhalb der mittleren Hochwasserlinie beschränkt bleibt und morphodynamische Strukturen abseits der Uferpartien fehlen. Zudem deuten erste Indizien darauf hin, dass sich die Wasserversorgung der Aue trotz Wiedervernässung gegenüber 2003 wieder etwas verschlechtert hat. An der Oberweser wiederum ist es vor allem der Uferwall im oberstromigen Einlaufbereich der Hochflutrinne, der bei Hochwasser eine morphologisch wirksame Durchströmung und damit die Reaktivierung der Flutrinne behindert. So bleibt die Entstehung neuer Kleingewässer mit vegetationsfreien Ufern, an denen sich Arten wie die Kleine Pechlibelle (*Ischnura pomilio*) ansiedeln könnten, aus.

Aktuell verfügt also keine dieser Auen über eine Eigendynamik, die unter den gegebenen Umständen aus eigener Kraft dazu in der Lage wäre, dynamische Sonderstrukturen wie z.B. Schwemmfächer, Kolke, Mulden oder Tümpel zu formen, die typisch für Auen sind und ihren besonderen Charakter ausmachen. Wie sich an den oben genannten Beispielen zeigt, sind dafür jedoch nicht Fehler bei der Maßnahmenumsetzung verantwortlich. Die umgesetzten Renaturierungsmaßnahmen waren i.d.R. durchaus sinnvoll und richtig. Es sind die fortbestehenden Defizite der Fließgewässer, die primär auf ihre Funktion als Vorfluter oder Wasserstraße zurückgehen, welche in die angrenzenden Auenflächen hineinwirken und die Möglichkeiten zur eigendynamischen Entwicklung stark einschränken (Tabelle 88). In anderen Worten zeigt sich in den Auen von Berkel, Hase und Oberweser, dass die Schaffung von

Spielräumen innerhalb der Auenflächen allein nicht ausreicht, um autotypische Entwicklungsprozesse nachhaltig zu fördern, sofern die Fließgewässer selbst weiterhin diversen einschränkenden Stressoren unterworfen und nicht in der Lage sind, die geschaffenen Spielräume auch ausfüllen und als formende Kraft in den Auen in Erscheinung zu treten.

Diese Stressoren zu beseitigen war jedoch in keinem der Projektgebiete möglich. Einerseits waren die Sicherheitsbedenken in Bezug auf eine Entfesselung der Fließgewässer zu hoch. Andererseits mangelte es auch an Strategien, um Defizite wie die Sohleintiefung nachhaltig, effizient und hochwasserneutral zu beheben. Es ist auch verständlich, dass angesichts der Erfahrungen aus Hochwässern an z.B. Oster (1995) und Hase (1998) keinerlei Bereitschaft bestand, Maßnahmen zu testen, die zu einer Verschärfung der Hochwassersituation hätten führen können.

Auch an der Oster ist die Auendynamik grundsätzlich eingeschränkt. Dort sind es aber keine fortbestehenden Mängel aus der Zeit der Kanalisierung der Oster, die sich negativ auf die Auendynamik auswirken. Schließlich hatte man sich dort dazu entschlossen, den Bachlauf von Grund auf neu zu modellieren. Stattdessen führten Bedenken von Seiten der zuständigen Behörden hinsichtlich der Hochwassersicherheit und die sehr auf ingenieurtechnische Lösungen konzentrierte Herangehensweise an die Renaturierung zur Festlegung des neu geschaffenen Bachlaufs und seiner Ufer. Im Endeffekt sind so neue Hemmnisse geschaffen worden, die zu ganz ähnlich Problemen führen wie in den drei übrigen Untersuchungsgebieten.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die Möglichkeiten zur natürlichen, eigendynamischen Entwicklung in den untersuchten Auenkomplexen nach wie vor maßgeblich durch den gesellschaftlichen Nutzungsanspruch an die Fließgewässer in Bezug auf Hochwasserschutz, Entwässerung oder Schifffahrt bestimmt und begrenzt werden. Der überwiegende Teil der Maßnahmen, der dazu gedacht war, die Auen hydrologisch wieder stärker an ihre Fließgewässer zu koppeln und eigendynamische Kräfte freizusetzen, konnte sein Potential infolge der Rahmenbedingungen, die an diesen Nutzungsanspruch geknüpft wurden, nicht entfalten. Das Lebensraumangebot für Tier- und Pflanzenarten, die an schwankende Wasserstände und eine durch Hochwasser erhöhte Störungsintensität angepasst sind, ist in den Untersuchungsgebieten dementsprechend begrenzt. Doch gerade solche Lebensräume, die oft instabil und kurzlebig sind, immer wieder aufs Neue entstehen lassen zu können und damit ein zeitlich kontinuierliches Lebensraumangebot für daran gebundene Organismen zu gewährleisten, ist eine der ökologischen Kernkompetenzen von Flussauen und ein Qualitätsmerkmal, das sie von vielen anderen Lebensräumen abhebt. Entsprechend kritisch sind die dahingehend bestehenden Defizite in den Auen zu sehen.

In Ermangelung einer intakten Auendynamik sind es hauptsächlich Sukzession und Nutzungsregime, welche die weitere Entwicklung in den Untersuchungsgebieten bestimmen und bestimmen. Größere, zusammenhängende Bereiche unter freier Sukzession sind heute nur an der Berkel und im nördlichen Teilabschnitt an der Hase vorhanden, wobei die Sukzessionsflächen an der Hase nur einen kleinen Flächenanteil des vergleichsweise großen Projektgebietes einnehmen. Im übrigen Untersuchungsgebiet an der Hase sowie an Oberweser und Oster überwiegt extensive Grünlandnutzung, sodass freie Sukzession dort meist nur in ungenutzten Randbereichen oder einigen wenigen, ausgezäunten Teilflächen stattfindet. So überwiegt dort der Charakter einer extensiv genutzten Kulturlandschaft.

Die Entwicklung der Sukzessionsflächen in den Untersuchungsgebieten ist aus auenökologischer Sicht überwiegend positiv zu werten. Die dort entstandenen Röhrichte, Feuchtbrachen, und Vorwaldstadien sind zwar oft von Nitrophyten geprägt, doch sind sie als Lebensraum für Insekten und Vögel mit Auenbezug von vergleichsweise hohem Wert. Gerade der

Avifauna kommen diese strukturreichen Lebensräume zugute. Ein besonders positives Beispiel ist der wiedervernässte Teil der Berkelaue, wo sich verschiedene Leitarten auentypischer Lebensräume wie Wasserralle, Teichrohrsänger, Rohrweihe und Nachtigall angesiedelt haben. Problematisch ist jedoch, dass durch die fortschreitende Gehölzsukzession auf Dauer mit einer Verdrängung der Arten offener Lebensräume zu rechnen sein wird.

Die extensiven Grünlandflächen weisen dagegen meist nur wenige Arten mit Auenbezug auf. Nur wenige Flächen eignen sich als Lebensraum für Arten wie beispielsweise die Sumpfschrecke. Dabei handelt es sich meist um Altbestände gut ausgeprägter Feucht- und Nasswiesen, die durch die extensive Bewirtschaftung erhalten werden konnten. Eine ökologische Aufwertung auf vormals intensiv genutzten Flächen, die den Großteil des heutigen Extensivgrünlandes ausmachen, ist jedoch nur in sehr wenigen Einzelfällen gelungen. Auffallend ist, dass diese Flächen aus avifaunistischer Sicht oft verarmt sind und kaum Wiesenbrüter anzutreffen sind. Neben überregionalen Bestandsrückgängen spielen hier auch unpassende Mahdtermine eine Rolle.

Während also auf den Sukzessionsflächen trotz unzureichender Hydro- und Morphodynamik zumindest einige auentypische Arten späterer Sukzessionsstadien gefördert werden konnten, hat sich die extensive Grünlandnutzung speziell in Hinblick auf die Förderung anspruchsvoller Auenarten bis auf wenige Ausnahmen nur dann als zielführend erwiesen, wenn bereits gut entwickelte Grünlandgesellschaften vorhanden waren.

Es ist zu beachten, dass die extensive Grünlandnutzung in den Untersuchungsgebieten nicht allein dem Artenschutz diene. Zusätzlich sollte beim Erwerb der Auenflächen durch die Inaussichtstellung einer Folgenutzung die Verkaufsbereitschaft der Flächeneigentümer, i.d.R. Landwirte, gesteigert werden. Darüber hinaus sollten Teile der Auen von Hase und Berkel freigehalten werden, um den raschen Abfluss von Hochwassern zu gewährleisten. So zeigt sich auch an dieser Stelle, dass die Vorhaben auch hinsichtlich der Flächennutzung die sozioökonomischen Rahmenbedingungen zu beachten hatten.

8.3.1 Fazit

Schlussendlich ist festzustellen, dass in den Untersuchungsgebieten zwischen allgemeinen und auenspezifischen Aspekten unterschieden werden muss; zwischen der generellen Funktion der Untersuchungsgebiete als Schutzgebiet und Rückzugsraum einerseits und ihrer Funktionalität als dynamische Auen andererseits; zwischen kulturlandschaftlich geprägter Biodiversität und natürlicher Biodiversität.

Allgemein betrachtet präsentieren sich alle vier Vorhaben als recht erfolgreiche Renaturierungsprojekte, denen es gelungen ist, die Struktur-, Biotop-, und Artenvielfalt der Projektgebiete zu steigern und sie in lokale Hotspots der Biodiversität zu verwandeln, die aus den ansonsten weitgehend ausgeräumten Agrarlandschaften, in die sie eingebettet sind, herausstechen. Gerade Arten der extensiven Kulturlandschaft, die unter der fortschreitenden Intensivierung der Landnutzung in der umgebenden Landschaft leiden, finden in den Untersuchungsgebieten wertvolle Rückzugsräume.

In Hinblick auf die Wiederherstellung der natürlichen Funktionalität der Auenkomplexe und die Förderung der auenspezifischen Biodiversität halten sich die Erfolge jedoch in engen Grenzen, da es nicht gelungen ist, die ursprünglichen, hydrologischen Verhältnisse der Untersuchungsgebiete in hinreichendem Maße wiederherzustellen und eine eigenständige, dynamische Entwicklung zu initiieren, wie sie typisch für Auenkomplexe ist. Der entscheidende, limitierende Faktor ist in diesem Zusammenhang der Zustand der Fließgewässer, die durch

Uferverbau und Sohleintiefung davon abgehalten werden, ihre eigendynamischen Kräfte in den Auen zu entfalten. An Oberweser, Hase und Berkel sind die dahingehend bestehenden Defizite unmittelbar auf den gesellschaftlichen Nutzungsanspruch an die Fließgewässer als Teil der wasserwirtschaftlichen Infrastruktur zurückzuführen. An der Oster sind diese Belange zwar auch in die letztliche Ausgestaltung des neuen Bachbetts eingeflossen, doch spielt hier auch die ingenieurtechnische Herangehensweise eine Rolle, in der versucht wurde einen renaturierten Zustand quasi „fertig“ zu bauen. Diese Ergebnisse decken sich weitestgehend mit den Ergebnissen einer früheren Studie zum Erfolg von Renaturierungsmaßnahmen an mehreren Bächen (SMUKALLA 1994).

Infolge der fortbestehenden Defizite an den Fließgewässern weisen die Auen in ihrem aktuellen Zustand gerade dort Defizite auf, wo eigentlich ihre ökologischen Stärken - ihre spezifischen Alleinstellungsmerkmale gegenüber andern Lebensräumen - liegen sollten.

An dieser Stelle zeigt sich, wie sehr der ökologische Erfolg von Auenrenaturierungen vom Zustand der Fließgewässer abhängt. So unterstreichen die Ergebnisse dieser Erfolgskontrolle, dass Fließgewässer und Aue stets als funktionale Einheit zu verstehen sind. Auenrenaturierungen sollten daher möglichst mit einer Renaturierung oder zumindest redynamisierenden Maßnahmen am Fließgewässer einhergehen. Für die Zukunft müssen daher Strategien und Maßnahmen entwickelt werden, die es Fließgewässern wieder erlauben, als Triebkraft der Auedynamik agieren zu können, ohne dabei mit dem gesellschaftlichen Nutzungsanspruch in Konflikt zu geraten. Damit sind nicht nur hochwasserneutrale Renaturierungsmaßnahmen gemeint. Parallel zur Reduzierung der Nutzungsintensität in den Auen muss prinzipiell auch darüber nachgedacht werden, wie zukünftig die Beanspruchung der Fließgewässer als wasserwirtschaftliche Infrastruktur reduziert werden kann. Neue Spielräume könnten – zumindest für die Bundeswasserstraßen – in diesem Zusammenhang durch das Bundesprogramm „Blaues Band Deutschland“ geschaffen werden. Darüber hinaus könnten Synergien mit Maßnahmen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie genutzt werden.

Grundsätzlich wäre es wünschenswert, wenn in den vier Untersuchungsgebieten neue Anstrengungen unternommen würden, um die bestehenden Defizite zu beheben. Gerade an der Oster ließen sich durch vergleichsweise kostengünstige Maßnahmen wie der Einführung einer Erhaltungsnutzung auf brachgefallenen Nasswiesen, der Vertiefung von Stillgewässern und nicht zuletzt einer teilweisen Auflichtung der Erlengalerie viele der kritisierten Fehlentwicklungen auf vergleichsweise einfache Weise korrigieren.

8.4 Flächenerwerb

Ein Aspekt, der bis hierhin meist nur am Rande behandelt wurde, ist der Flächenerwerbsprozess, der den Renaturierungen vorausging. An dieser Stelle sei daher ausdrücklich darauf hingewiesen, dass die größte Herausforderung, der sich die Vorhaben zu stellen hatten, nicht die Konzeptionierung oder Umsetzung der Renaturierungsmaßnahmen war, sondern die Sicherung des Zugriffs auf die avisierten Projektflächen. Der Großteil der finanziellen Mittel ist in diesen grundlegenden Schritt der Renaturierungsvorhaben geflossen. Dies hat nicht zuletzt auch damit zu tun, dass Widerstände in der Bevölkerung überwunden werden mussten ohne dabei das Prinzip der Freiwilligkeit zu verletzen. Die Verhandlungen waren daher oftmals aufwändig und langwierig. Der Flächenerwerbsprozess an der Berkel dauerte beispielsweise über ein Jahrzehnt an und wird auch heute noch zur Arrondierung des Projektgebietes fortgesetzt. Ziel dieses zeit- und kostenintensiven Prozesses war es, die Auenflächen möglichst lückenlos zu erwerben, um Überflutungen zulassen zu können und Raum für eine eigendynamische Entwicklung der Fließgewässer und ihrer Auen zu schaffen. Dass es den

Projekträgern entgegen allen Widerständen tatsächlich gelungen ist, nahezu alle benötigten Flächen für die Renaturierungen bereitzustellen, zählt insgesamt zu den größten Leistungen der E+E-Vorhaben.

Der Austausch mit den damals beteiligten Akteuren hat ergeben, dass die meisten von ihnen davon überzeugt sind, dass sich diese Erfolge unter den heutigen Rahmenbedingungen - gemeint ist damit vor allem der immense Flächenbedarf von Seiten der Landwirtschaft - und bei heutigen Flächenpreisen, kaum mehr wiederholen ließen. Die E+E-Vorhaben hätten in den jeweiligen Regionen somit eine geradezu einmalige Möglichkeit dargestellt, um inmitten intensiv genutzter Landschaften derart großräumige Areale in öffentlichen Besitz zu überführen und nahezu lückenlose Biotopverbunde zu schaffen. Dies unterstreicht den heutigen Wert und das weiterhin große Potential der E+E-Gebiete für die Umsetzung weiterer Renaturierungsmaßnahmen.

8.5 Empfehlungen und Ausblick

8.5.1 Zielsetzungen, Leitbilder und Bewertungsmaßstäbe

Die untersuchten E+E-Vorhaben haben im Rahmen ihrer Möglichkeiten viel erreicht und können besonders in Hinblick auf die Verfügbarmachung der Auenflächen und die Verbesserung des ökologischen Gesamtzustands als positive Beispiele für zukünftige Renaturierungen dienen. In Bezug auf die Auendynamik gibt es aber noch einigen Nachholbedarf.

Ein Aspekt, der eine gerechte Beurteilung der Vorhaben zu einer Herausforderung gemacht hat und auch im Rahmen der projektbegleitenden Arbeitsgruppen immer wieder kontrovers diskutiert wurde, ist die Frage nach den grundsätzlichen Zielen bzw. Leitbildern von Auenrenaturierungen. Damit ist vor allem die Frage nach dem anzustrebenden Grad der Naturnähe gemeint. In diesem Zusammenhang beherrschen vor allem zwei Positionen den allgemeinen Diskurs, die sich als Extreme des Meinungsspektrums gegenüberstehen:

Aue als Kulturlandschaft: Auen sind als Teil der Kulturlandschaft zu verstehen und als solche zu erhalten. Eine schonende Nutzung zumindest eines Teils der Auenflächen ist historisch gewachsener Bestandteil dieses Lebensraumes und kommt im Allgemeinen der Biodiversität zugute. Da sich die ursprünglichen Verhältnisse nicht wiederherstellen lassen, sollte es vorrangiges Ziel von Auenrenaturierungen sein, die unter den gegebenen Bedingungen maximal mögliche Biotop- und Artenvielfalt anzustreben.

Aue als Naturlandschaft: Auen sind als anthropogen überprägte Naturlandschaft zu verstehen. Ziel von Auenrenaturierungen sollte es sein, den natürlichen Zustand weitestgehend wiederherzustellen und die natürlichen Prozesse wieder in Gang zu setzen, um den Lebensraum in die Lage zu versetzen, sich ohne intensive Pflege selbst zu erhalten. Angestrebt wird keine künstlich erhöhte, sondern eine natürliche Biodiversität.

Die Vorhaben an Hase und Oster sind in ihrer Herangehensweise recht klar der erstgenannten Sichtweise zuzuordnen, während das Vorhaben an der Berkel mehr auf Seiten der letztgenannten zu sehen ist. An der Hochflutrinne Lake wiederum hat mit der Wiederaufnahme der Beweidung ein grundsätzlicher Paradigmenwechsel stattgefunden.

Im Rahmen dieser Erfolgskontrolle wurde versucht, beide Perspektiven angemessen zu berücksichtigen. Wie sich zeigt, ergibt sich daraus eine gewisse Ambivalenz in der Beurteilung der Vorhaben. Es fehlt ein einheitlicher Bewertungsmaßstab, der es sowohl erlaubt, die natürliche Funktionalität der Auenkomplexe zu beurteilen, als auch die Leistung der Untersuchungsgebiete als Refugien für Arten ohne besonderen Auenbezug anzuerkennen. Diese

beiden Leistungen sind gegeneinander abzuwägen.

Grundsätzlich möchten wir uns an dieser Stelle dafür aussprechen, bei Auenrenaturierungen und deren Erfolgskontrolle der natürlichen Funktionalität stets den Vorrang einzuräumen, auch wenn dies tendenziell zu einer schlechteren Wertung führt. Dies hat vor allem folgende Gründe:

Überflutungen als identitätsbestimmender Prozess: Auen sind Landschaften, die eine Vielzahl verschiedenster Teillebensräume enthalten können. Das eine Element, das allen Auen vom Hochgebirge bis zu den Marschen gemein ist, ist das Stattfinden von Überflutungen als dynamischem Prozess, der alle in den Auen enthaltenen Teillebensräume prägt. Eine intakte Überflutungsdynamik ist damit für die Auen in einem vergleichbaren Maße unerlässlich wie die Gezeitendynamik für das Watt. Die Verbesserung der Funktionalität der Auendynamik und des Zustandes davon abhängiger Lebensgemeinschaften muss daher primäres Ziel für Auenrenaturierungen sein.

Kosten/Nutzen-Verhältnis: Auenrenaturierungen sind kostenintensiv. Um die Funktionalität von Auen wiederherstellen und eine natürliche Überflutungsdynamik zulassen zu können, ohne dass dies mit Schäden für Dritte einhergeht, ist es i.d.R. nötig, die zu renaturierenden Auenflächen möglichst vollständig in öffentlichen Besitz zu überführen. In Anbetracht des immensen finanziellen und zeitlichen Aufwands, den dieser Schritt erfordert, sollte alles getan werden, um die teuer erkauften Potentiale auch zur Förderung der Auendynamik und naturnaher Auenbiotope zu nutzen. Wie groß diese Potentiale sind, haben HARMS et al. (2018) gezeigt. Die gezielte Förderung von Arten der halb-/offenen Kulturlandschaft ist dagegen i.d.R. auch möglich, ohne derart große, geschlossene Areale käuflich erwerben zu müssen, und ließe sich daher außerhalb der Auenkulisse wesentlich kosteneffizienter umsetzen.

Langfristiges (Um-)Denken: Im Zuge der Leitbilddiskussion wird oftmals darauf hingewiesen, dass Auen und Fließgewässer zu stark überformt seien, um wieder in einen naturnahen Zustand versetzt werden zu können, und nicht zuletzt die herrschenden Raumwiderstände eine Wiederherstellung eines natürlichen Zustandes verhindern würden. Sicherlich lässt sich vieles, was in den vergangenen Jahrhunderten zerstört wurde, nicht wieder zurückbringen. Dennoch sollte versucht werden, wiederherzustellen, was wiederherzustellen ist. Die heutigen Raumwiderstände führen oft zu dem Eindruck, dass dies unmöglich sei. Dies hat auch damit zu tun, dass heute oft zu kurzfristig gedacht wird. Es wird außer Acht gelassen, dass beispielsweise die Rektifizierung der Fließgewässer in Deutschland ein jahrhundertelanger Prozess war. Selbstverständlich lassen sich diese Veränderungen nicht mit einmaligen Bauaktionen ohne intensive Nachbetreuung rückgängig machen. Es ist gut möglich, dass die ökologische Sanierung der Auen in Deutschland noch länger dauern wird als ihre Zerstörung. Im Vergleich zum langen Zeitraum, über den hinweg die Auen anthropogen überformt wurden, haben wir in den letzten Jahrzehnten gerade erst damit begonnen, umzudenken. Aktuelle Bewegungen wie Fridays for Future, die weltweit Menschen für Umwelt- und Klimaschutz mobilisieren, zeigen zudem, dass in der Bevölkerung ein neues Umdenken stattfindet, das Renaturierungen zu einem größeren gesellschaftlichen Stellenwert verhelfen und neue Möglichkeiten schaffen könnte. Inwieweit sich Auen in Zukunft renaturieren lassen werden, hängt schließlich von der gesamtgesellschaftlichen Bereitschaft ab, die entsprechenden Anstrengungen zu unternehmen. Neue Möglichkeiten könnten auch daraus erwachsen, dass es in Anbetracht des Klimawandels im Grunde schon jetzt nötig ist, bisherige Landnutzungsweisen und den Umgang mit den zur Verfügung stehenden Wasserressourcen grundsätzlich auf den Prüfstand zu stellen und nachhaltigere Wege zu finden. Vor

diesem Hintergrund sollten sich Auenrenaturierungen und Monitoringprogramme nicht am kurzfristig erreichbaren, sondern an den grundsätzlichen, langfristigen Zielen orientieren - auch wenn sich die Leitbilder nicht in Gänze erreichen lassen sollten.

Für die Zukunft braucht es letztendlich vor allem verbindliche Leitbilder, die über die aktuell bestehenden Leitbilder zur Hydrologie der Fließgewässer und den Formenschatz der Auen (DAHME et al. 2014, KOENZEN et al. 2005) hinausgehen, die Biozönosen der Auenkomplexe charakterisieren und den Stellenwert anthropogener Sekundärhabitats und ihrer Lebensgemeinschaften klären. Zudem braucht es Bewertungsverfahren zum Auenzustand, die in der Lage sind, Defizite hinsichtlich der natürlichen Funktionalität der Auen klar zu identifizieren, aber flexibel genug, um auch die Rolle der Auen als Teil der Kulturlandschaft anzuerkennen, und um sowohl Vorhaben, die ein Maximum an Natürlichkeit anstreben, als auch solche, die Auen als Teil der Kulturlandschaft verstehen, angemessen bewerten zu können. Ein vielversprechender Ansatz wird aktuell im F+E-Vorhaben „Erstellung eines praxistauglichen biologischen Verfahrens für eine biozönotische Bewertung des Auenzustandes für die Bereiche Ufer und Aue an Fließgewässern“ unter Leitung der Universität Duisburg-Essen erarbeitet (JANUSCHKE et al. 2018).

8.5.2 Wie viel extensive Nutzung sollte in einer Aue erfolgen?

Die Frage nach dem Stellenwert der extensiven Grünlandwirtschaft als historisch gewachsener Bestandteil von Flussauen wurde im vorangegangenen Abschnitt bereits angeschnitten. Wie sich zeigt, hat sich eine extensive Nutzung hauptsächlich dort als zielführend erwiesen, wo es um den Erhalt bereits vorhandener, wertgebender Grünlandgesellschaften ging. Die Etablierung neuen Feucht- oder Nassgrünlands ist nur auf wenigen Teilflächen gelungen. Angesichts dieser mäßigen Erfolge erscheint es wenig ratsam, in Projektgebieten, deren vorrangiges Ziel eigentlich die Reetablierung natürlicher Auenhabitats sein sollte, große Flächenanteile für die Anlage neuen Feucht- und Nassgrünlands zu reservieren.

Eine wichtige Rolle spielt hierbei natürlich die Größe eines Projektgebietes. So hat sich an der Hochflutrinne Lake gezeigt, dass die wieder aufgenommene Beweidung auf der vergleichsweise kleinen Fläche durchaus mit dem Ziel des Erhalts auentypischer Vegetation in Konflikt gerät. Prinzipiell wäre dort die jahresweise Auszäunung relativ kleiner Teilflächen vonnöten, was allerdings mit einem erhöhten Pflegeaufwand einhergeht. Zudem läuft die Beweidung des Auwaldinitials dem Ziel der Auwaldentwicklung zuwider. Für kleine Projekte ist daher grundsätzlich zu empfehlen, sich auf wenige zu fördernde Lebensraumtypen zu beschränken, die sich gut miteinander kombinieren lassen.

Daraus, dass die von Beginn an defizitären Wiesenbrüterpopulationen der Untersuchungsgebiete trotz potentiell geeigneter Flächen weiter abgenommen haben, lässt sich vor allem eines ableiten: Dem Schutz von Wiesenbrütern ist mit der Bereitstellung einiger Hektar extensiven Grünlands in Renaturierungsgebieten wenig gedient, wenn gleichzeitig weite Teile der umliegenden, industriell genutzten Agrarlandschaften ihre Eignung als Lebensraum für diese Arten immer weiter verlieren und es zu überregionalen Bestandseinbrüchen kommt. Der eigentliche Handlungsbedarf liegt in den weiten Flächen der Agrarlandschaft, wo es dringend großflächiger Programme zur Etablierung einer naturverträglicheren Nutzung bedarf (JOEST 2019). Selbstverständlich sollte, solange die Defizite in der Agrarlandschaft weiterbestehen, versucht werden, Wiesenbrütern einen geeigneten Lebensraum in den Auen zu bieten. Kompensieren wird man das eigentliche Problem damit aber nicht können.

Insgesamt sprechen die Ergebnisse dafür, dass eine extensive Nutzung auf diejenigen

Bereiche beschränkt sein sollte, die bereits über schützenswerte Grünlandgesellschaften oder Tierpopulationen verfügen oder sehr günstige Voraussetzungen für die Entwicklung ausgereicher Grünlandtypen bieten.

8.5.3 Intensität der Renaturierungsmaßnahmen

Eine dieser Erfolgskontrolle sehr ähnliche Studie zu Renaturierungen an Fließgewässern (SMUKALLA, 1994) kam hinsichtlich des Kosten/Nutzen-Verhältnisses baulich intensiver Renaturierungen zu der Schlussfolgerung, dass „umfangreiche und damit teure Bauarbeiten zur Modellierung und Festlegung des Fließgewässers aufwendig sind, die eigendynamische Entwicklung stark einschränken und darüber hinaus möglicherweise Flora und Fauna anhaltend schädigen.“ Weiter heißt es dort, es sei „sowohl ökologisch als auch ökonomisch sinnvoller, die strukturierenden Kräfte des Fließgewässers bei der Umgestaltung zu nutzen.“ Diese Aussage ist angesichts der Ergebnisse aus dem Untersuchungsgebiet an der Oster und im Vergleich mit den Ergebnissen aus den übrigen Vorhaben nur zu bestätigen.

In Bezug auf die Auwaldentwicklung zeigt sich, dass sich die gepflanzten Gehölze zwar in die gewünschte Richtung entwickeln, ihnen die spontan aufgekommenen Gehölze aber bereits jetzt in ihrer Entwicklung nur wenig nachstehen. Es ist damit zu rechnen, dass sich der Unterschied im Entwicklungsfortschritt zwischen gepflanzten und spontan aufgekommenen Gehölzen auf lange Sicht immer weiter relativieren wird. Zwar wird es noch lange brauchen, bis die spontan aufgekommen Gehölze wirklich (Au-)Waldcharakter annehmen werden, doch scheint angesichts der bisherigen Entwicklung der Aufwand flächiger Initialpflanzungen nicht gerechtfertigt.

8.5.4 Zu empfehlende Renaturierungsmaßnahmen

In der nachfolgenden Tabelle 89 sind diejenigen Maßnahmen der E+E-Vorhaben enthalten, die grundsätzlich für Auenrenaturierungen zu empfehlen sind. Für Maßnahmen, die ihre Wirkung im Fall der E+E-Vorhaben nicht ausreichend entfalten konnten, aber dennoch für sinnvoll erachtet werden, sind die nötigen Voraussetzungen aufgeführt, die ausgehend von den vorliegenden Ergebnissen für den Maßnahmenenerfolg entscheidend sind.

Tabelle 89: Geeignete Maßnahmen zur Auenrenaturierung.

Maßnahme	Voraussetzungen
Deichrückverlegung	Möglichst in Kombination mit Sohlanhebungen und Entfesselung der Ufer
Wiedervernässung der Auenflächen durch Verschluss von Drainagen und Aufstau von Entwässerungsgräben	-/-
Wiederanschluss von Altarmen	Vollständige Umleitung des Abflusses durch Altarme ist erforderlich, da ansonsten Verlandung droht.
Vertiefung von Flutrinnen	Flutrinnen sollten beidseitig angeschlossen werden, um bei ansteigenden Wasserständen ein möglichst frühes Einsetzen der Durchströmung zu erlauben.
Nutzungsaufgabe/Sukzession	Nach Bedarf ist dem Verlust kurzlebiger Sukzessionsstadien und einer flächendeckenden Verbuschung durch schonende, pflegerische Eingriffe vorzubeugen.
Extensive Nutzung	Vorrangig als Bestandsschutz Mahdtermine zum Schutz von Wiesenbrütern anpassen
Anlage und Revitalisierung von Stillgewässern	Kleinere Stillgewässer sind nach Bedarf freizuhalten.

Desweiteren möchten wir an dieser Stelle weitere Maßnahmen vorschlagen:

8.5.4.1 Betreute Dynamik

Ein Grundgedanke der meisten Auenrenaturierungen ist, dass die Flächen, die zur Entwicklung naturnaher Auenbiotope einer ungelenkten Sukzession überlassen werden, möglichst ohne Pflegemaßnahmen auskommen und nur durch die natürliche Hydro- und Morphodynamik geprägt und gepflegt werden sollten. Dies setzt allerdings eine weitgehend intakte Eigendynamik voraus, die jedoch in keinem der hier behandelten Untersuchungsgebiete gegeben war. Der Sukzession fehlte damit ein passender Konterpart, was im Lauf der Jahre zur Verdrängung kurzlebiger, dynamischer Lebensraumtypen aus den Untersuchungsgebieten führte. SCHNEIDER et al. (2017) bezeichneten dieses ungehinderte Fortschreiten der Sukzession als einen „eindimensionalen Alterungsprozess“ in der Aue. Reicht die Auedynamik trotz initialaktivierender Maßnahmen nicht aus, um die Rolle dieses Konterparts der Sukzession zu übernehmen, sollten die Defizite der Auedynamik durch passende Pflegemaßnahmen kompensiert werden.

Eine mögliche Maßnahme wäre die gelegentliche Schaffung neuer Rohbodenstandorte durch Abschieben des Oberbodens. Eine solche, gezielte Anlage von Rohböden erfolgte nur an der Hochflutrinne Lake und auch dort nur einmalig, da man davon ausging, dass die Dynamik im Untersuchungsgebiet ausreichen würde, solche Lebensräume auf Dauer zu erhalten. Dies war jedoch nicht der Fall.

Zu welchen Erfolgen eine regelmäßige Erneuerung von Pionierstandorten führen kann, hat sich am Sandfang an der Berkel gezeigt. Ohne es ursprünglich beabsichtigt zu haben, imitierte die regelmäßige Leerung des Sandfangs im Abstand einiger Jahre eine natürliche Sedimentdynamik, die zur dauerhaften Ansiedlung seltener, lebensraumtypischer Arten geführt hat.

Für Auen, denen es an der nötigen Dynamik mangelt, ist daher ein Pflegeregime zu empfehlen, das sich in Intensität, Dauer und Frequenz an der potentiellen, natürlichen Hochwasserdynamik orientiert. Ziel sollte es sein, die natürliche Auendynamik nicht völlig zu ersetzen, sondern sie durch behutsame, bedarfsorientierte Pflegeeingriffe zu betreuen. Da die Entwicklung einer Aue nie wirklich abgeschlossen ist und sich Jahrhunderte der Nutzungsgeschichte nicht über Nacht rückgängig machen lassen, sollten Auenrenaturierungen grundsätzlich nicht als einmalige Aktionen verstanden werden, sondern stets als langfristige Projekte, die einer aufmerksamen Betreuung bedürfen.

8.5.4.2 Auenschutzstreifen

Die Bearbeiter der Nachuntersuchungen haben Bedenken dahingehend geäußert, dass beispielsweise an der Berkelaue unmittelbar oberhalb der Terrassenkante industriell bewirtschaftete Agrarflächen liegen, von denen Pestizide und Düngemittel u.a. durch Winddrift und Oberflächenabflüsse in die Auen eingetragen werden können. Um diese potentiell schädlichen Stoffeinträge zu reduzieren, sprechen wir uns dafür aus, Renaturierungs- und Schutzgebiete in Auen, zumindest dort, wo intensive Nutzung stattfindet, mit einem Schutzstreifen oberhalb der Terrassenkante zu versehen. Solch ein Auenschutzstreifen könnte - analog zum Gewässerrandstreifen - als Filterbarriere gegen Oberflächenabflüsse dienen und darüber hinaus als Hecke gestaltet werden, um auch einen Teil der Winddrift abzuhalten.

8.5.4.3 Kopplung der seitlichen Einzugsgebiete an die Auen

Ein Aspekt, der im Rahmen dieser Erfolgskontrolle nicht explizit behandelt wurde, ist die Kopplung der seitlichen Einzugsgebiete an die Auen. Vor allem an der Hase sind die durch die Aue verlaufenden Zuflüsse und Entwässerungsgräben meist tief eingeschnitten. Wasser, das normalerweise aus den seitlichen Einzugsgebieten in die Aue strömen und gerade auch außerhalb der Hochwassersaison zu einer hohen Bodenfeuchte und der Bildung von Blänken beitragen würde, wird auf diesem Weg rasch durch die Aue und in den Fluss geleitet. Um die Ausbildung eines auengerechten Wasserhaushaltes zu unterstützen, sollte daher überprüft werden, inwieweit die seitlichen Einzugsgebiete noch zum Wasserhaushalt der Aue beitragen können und ggf. Maßnahmen zur besseren hydrologischen Anbindung (z.B. Grabenaufstau) durchgeführt werden.

8.5.5 Empfehlungen für zukünftige Erfolgskontrollen

Grundsätzlich ist auf folgendes hinzuweisen: Für Erfolgskontrollen bzw. generell für Monitoringprogramme in Auen, die sich vornehmlich mit der Untersuchung der Biozönose befassen, bedarf es dringend entweder biozönotischer Leitbilder, die die Lebensgemeinschaften der verschiedenen Auentypen charakterisieren, oder einheitlicher Listen, die den Auenbezug von Tier- und Pflanzenarten klären. Die Kenntnisse zur Autökologie vieler Organismengruppen reichen zwar aus, um einschätzen zu können, wie stark einzelne Arten an Auenlebensräume gebunden sind, doch existieren dazu i.d.R. keine verbindlichen Listen. So bleibt die

Beurteilung des Auenbezugs aktuell meist den jeweiligen Bearbeitern überlassen. Je nach Organismengruppe sorgt dies nicht nur für einen zusätzlichen Arbeitsaufwand, es verursacht auch Unschärfen in der Auswertung, die letztendlich die Vergleichbarkeit von Untersuchungen in Auen schmälern.

8.5.5.1 Auswahl der zu untersuchenden Organismengruppen

Die Ergebnisse der Untersuchungen zu Libellen und Amphibien haben sich in ihren Aussagen als weitgehend identisch herausgestellt, wobei sich die Ergebnisse zu den Libellengemeinschaften der Auen als prinzipiell aussagekräftiger herausgestellt haben. Grundsätzlich weisen Libellen als Indikatorgruppe für Renaturierungsvorhaben vor allem einen Vorteil auf: Sie besitzen eine große Mobilität, die es auch Arten, deren Quellpopulationen weit entfernt liegen, erlaubt, neu geschaffene Habitate in Renaturierungsgebieten zu besiedeln. Amphibien sind im Gegensatz dazu aufgrund von Wanderhindernissen oftmals nicht in der Lage, geeignete Habitate zu erreichen. So lässt sich oft nicht klar beurteilen, ob eine Besiedlung durch neue Amphibienarten ausgeblieben ist, weil die Habitatqualität nicht ausreicht oder weil diese Arten das Renaturierungsgebiet schlichtweg nicht erreichen konnten. Zur sicheren Beurteilung des Maßnahmenerfolges braucht es aber vor allem Indikatorgruppen, die in der Lage sind, auf die Schaffung neuer Habitate zuverlässig zu reagieren. In diesem Zusammenhang ist die Untersuchung der Libellengemeinschaft also der Untersuchung der Amphibienfauna vorzuziehen.

Organismengruppen, die sich im Zuge dieser Erfolgskontrolle als grundsätzlich empfehlenswerte Indikatorgruppen für die Bewertung des Auenzustands erwiesen haben, sind Vegetation, Vögel, Libellen und Laufkäfer. Eine Untersuchung der Heuschreckenfauna ist unserer Ansicht nach dagegen nur dann zu empfehlen, wenn vorrangig der Zustand von Grünlandflächen bewertet werden soll. Für die Beurteilung von Sukzessionsflächen eignet sich diese Artengruppe dagegen nur bedingt, da hochwüchsige Vegetationsformen, insbesondere Auwaldstandorte, nur von vergleichsweise wenigen Arten besiedelt werden.

8.5.5.2 Untersuchungsintervall

Prinzipiell wäre es wünschenswert, wenn es nicht nur mehr Monitoringprogramme in Auen gäbe, sondern alle Organismengruppen und Standortparameter jährlich untersucht würden. Nur so ließen sich zuverlässige und aussagekräftige Zusammenhänge zwischen Klimaschwankungen oder Hochwasserereignissen und den untersuchten Parametern herstellen. Dies ist beispielsweise während der wissenschaftlichen Begleituntersuchungen an der Oberweser in den 90er Jahren sehr gut gelungen. Je weiter die Untersuchungsintervalle auseinanderliegen, desto schwieriger wird es dagegen, zufällige Einflüsse zu identifizieren und bei der Datenanalyse angemessen zu berücksichtigen. In diesem Zusammenhang wäre auch eine systematische Erfassung der Grundwasser- und Fließgewässerpegel von großer Bedeutung.

Wenn keine wissenschaftliche Begleitung gefordert ist, sondern lediglich der Erfolg von Renaturierungen eingeschätzt werden soll, wäre es sinnvoll, eine erste Nachuntersuchung nach fünf Jahren durchzuführen. Zu diesem Zeitpunkt wäre es bereits möglich, erste Entwicklungstendenzen festzustellen. Zudem hätten sich bis dahin die durch Erdarbeiten entstandenen Störstellen wieder weitgehend geschlossen, sodass sich leichter beurteilen ließe, inwieweit die tatsächliche Förderung dynamischer Lebensraumstrukturen gelungen ist und ob ggf. Nachbesserungen vorzunehmen sind. Mittelfristige Entwicklungen wie die Gehölzsukzession

werden sich dagegen erst nach 15-20 Jahren sinnvoll einschätzen lassen. Die tatsächlichen, langfristigen Erfolge von Maßnahmen zur Auwaldbegründung zu evaluieren, sollte im Prinzip allerdings als Generationenprojekt verstanden werden.

Vor diesem Hintergrund wäre es wichtig, dass bereits bei der Planung zukünftiger Renaturierungsvorhaben Mittel sowohl für eine spätere Erfolgskontrolle nach 15 bis 20 Jahren als auch für ggf. notwendige Pflegemaßnahmen zur Korrektur von Fehlentwicklungen reserviert werden. Dies würde den Aspekt der Nachhaltigkeit in den Renaturierungsvorhaben stärker betonen und bei der Planung der Maßnahmen den Fokus weg von kurzfristigen, vorübergehenden Erfolgen und hin zu langfristigen, dauerhaften Erfolgen lenken.

8.6 Anmerkungen der Bearbeiter

Die Bearbeitung dieser Erfolgskontrolle hat die Projektleitung im Lauf der Zeit vor einige nicht unerhebliche Herausforderungen gestellt. Vor allem die Datenlage hat sowohl bei der Konzeptionierung als auch bei der späteren Auswertung immer wieder zu Schwierigkeiten geführt. Die noch vorhandenen Datensätze aus den untersuchten E+E-Vorhaben waren vielfach unvollständig oder lagen nur in bereits transformierter bzw. summierter Form vor, so dass nicht mehr auf die Rohdaten zugegriffen werden konnte. Auch die Methodik der damaligen Untersuchungen ist nicht immer einwandfrei nachvollziehbar dokumentiert worden - eine spätere Wiederaufnahme der Untersuchungen scheint nicht immer bedacht worden zu sein. Es war daher von Beginn an klar, dass ein Vorher-Nachher-Vergleich der Zustände in den Untersuchungsgebieten nicht ohne Einschränkungen und Unschärfen möglich sein würde. Zudem konnte der Umfang der ursprünglichen Untersuchungen nicht in jedem Fall gänzlich reproduziert werden, da dies den vorgegebenen Finanzrahmen überschritten hätte. Angesichts dieser Rahmenbedingungen wurde im Rahmen der Auswertung bewusst auf die Anwendung tiefergehender statistischer Analysen verzichtet.

Der Vergleich der Vorhaben untereinander gestaltete sich vor allem schwierig, weil sich nicht nur die lokalen Gegebenheiten und Rahmenbedingungen der Vorhaben deutlich voneinander unterschieden, sondern auch ihre grundsätzlichen Ziele und die Methodik der wissenschaftlichen Begleituntersuchungen.

Diese Erfolgskontrolle war das zweite Vorhaben, in dem die Effizienz von Renaturierungsvorhaben an Fließgewässern vergleichend untersucht wurde (vgl. SMUKALLA 1994), und das erste, in dem derart große Untersuchungsgebiete in einem zeitlichen Abstand von bis zu 20 Jahren nach Abschluss der Renaturierungsmaßnahmen reevaluiert worden sind. Zwar stimmen die hier präsentierten Ergebnisse weitestgehend mit denen unserer Vorgängerstudie von SMUKALLA überein, doch lassen sich anhand dieser Fallstudie aufgrund der genannten Schwierigkeiten nicht alle Sachverhalte zur völligen Zufriedenheit klären.

Es wäre daher grundsätzlich ratsam, ein Programm ins Leben zu rufen, in dem ausgewählte Vorhaben zur Auenrenaturierung an möglichst unterschiedlichen Fließgewässern in Deutschland von Beginn an von einem standardisierten Monitoringprogramm begleitet würden. Dieses Monitoring müsste jährlich erfolgen und explizit auf eine langfristige Fortführung über mehrere Jahrzehnte hinaus ausgelegt sein. Als Basis für solch ein Monitoring könnte das aktuell unter Leitung der Universität Duisburg-Essen in Entwicklung befindliche Verfahren zur biozönotischen Auenzustandsbewertung dienen (JANUSCHKE et al. 2017)

Darüber hinaus wäre es von wissenschaftlichem Interesse, dieses Verfahren zur biozönotischen Auenzustandsbewertung in den vier E+E-Gebieten an Berkel, Hase, Oster und

Oberweser anzuwenden, um die hier vorgestellten Ergebnisse zu überprüfen.

Es ist uns im Übrigen bewusst, dass viele der in der Diskussion angesprochenen Vorschläge und Anregungen unter den aktuellen Gegebenheiten nicht oder nur schwer umzusetzen sind und sich auch viele der angesprochenen Defizite in den Untersuchungsgebieten nicht ohne Weiteres beheben lassen. Mit Blick auf die Zukunft haben wir es nicht als unsere Aufgabe verstanden, uns in unserer Analyse auf das zu beschränken, was aktuell und zeitnah zu realisieren wäre, sondern das anzusprechen, was aus wissenschaftlicher und naturschutzfachlicher Sicht grundsätzlich nötig wäre. Unserer Ansicht nach wäre es aus fachlicher Sicht durchaus möglich, Fließgewässer und Auen in einen Zustand zu versetzen, der nicht nur ökologisch gut, sondern auch naturnah ist. Die Realisierbarkeit hängt letztendlich vom politischen Willen und der gesellschaftlichen Bereitschaft ab, die dafür nötigen Anstrengungen zu unternehmen.

9 Zusammenfassung

Es sind vier Vorhaben zur Auenrenaturierung 10 bis 20 Jahre nach Abschluss der Renaturierungsmaßnahmen erneut auf ihren Erfolg hin evaluiert worden. Dabei handelt es sich um ehemalige E+E-Vorhaben an Berkel, Hase, Oster und Oberweser, die vom Bundesamt für Naturschutz zwischen 1988 und 2003 gefördert worden sind. Ziel dieser Erfolgskontrolle war es, die langfristigen Effekte der umgesetzten Renaturierungsmaßnahmen zu evaluieren und gemeinsame Entwicklungsmuster zu identifizieren, die eine Ableitung allgemeingültiger Empfehlungen für Auenrenaturierungen ermöglichen würden.

Zu diesem Zweck sind die wissenschaftlichen Begleituntersuchungen aus den ursprünglichen Vorhaben für zwei Vegetationsperioden in Teilen wiederaufgenommen worden. Behandelt wurden die Themenkomplexe Hydrologie & Morphologie, Vegetation & Nutzung sowie Fauna. Der Schwerpunkt dieser Erfolgskontrolle lag dabei auf der Beurteilung der Entwicklung der Auenbiozönose. Zur besseren Vergleichbarkeit der Ergebnisse aus den unterschiedlichen Untersuchungsgebieten ist der Katalog der zu untersuchenden Organismengruppen im Rahmen der Möglichkeiten vereinheitlicht worden. Im Einzelnen untersucht worden sind Vegetation, Avifauna, Amphibien, Libellen, Heuschrecken, Laufkäfer, Makrozoobenthos (nur Oster) und Fische (nur Oster). Zum besseren Verständnis der Vorhaben, ihrer Rahmenbedingungen und sozioökonomischen Aspekte sind zusätzlich Experteninterviews mit den ehemaligen Akteuren geführt worden.

Die Auswertung erfolgte in zwei grundlegenden Schritten, einer Längsschnittanalyse, in der die Vorhaben jeweils einzeln für sich auf ihre langfristigen Effekte hin überprüft wurden, und einer Querschnittsanalyse, in der die Ergebnisse aus den vier Untersuchungsgebieten gegenübergestellt wurden, um gemeinsame Entwicklungsmuster zu identifizieren.

Es hat sich gezeigt, dass alle vier E+E-Vorhaben den Zielen, die sie sich selbst gesetzt hatten, weitgehend gerecht wurden. Bei eingehenderer Betrachtung stellte sich allerdings heraus, dass die Vorhaben zwar eine grundsätzliche Aufwertung der Untersuchungsgebiete erreicht haben und die untersuchten Organismengruppen im Ganzen betrachtet von den Renaturierungen profitierten, die Förderung auenspezifischer Lebensgemeinschaften aber oft nur auf begrenztem Raum oder für begrenzte Zeit gelungen ist. Hierzu fehlte in den Untersuchungsgebieten auch nach der Renaturierung oftmals die nötige Hydro- und Morphodynamik. Als entscheidender, limitierender Faktor hat sich in diesem Zusammenhang der Nutzungsanspruch an die Fließgewässer als Teil der Infrastruktur herausgestellt. Dieser verhin-derte oftmals ein Zulassen eigendynamischer Prozesse in dem Maß, das nötig wäre, um den initialaktivierenden Maßnahmen zur Redynamisierung der Auen die Entfaltung ihres Potentials zu erlauben. So haben die wenigen Bereiche, in denen es möglich war, eigendynamischen Prozessen freien Lauf zu lassen, gezeigt, dass die Vorhaben prinzipiell durchaus geeignet waren, autotypische Lebensgemeinschaften zu fördern.

Weiterhin hat der Vergleich gezeigt, dass Initialmaßnahmen, die die eigendynamischen Kräfte der Fließgewässer zur Entwicklung der Aue nutzen, grundsätzlich empfehlenswerter sind als der ingenieurtechnische Versuch, dynamische Strukturen zu konstruieren.

Die Ergebnisse dieser Erfolgskontrolle bestätigen die Notwendigkeit einer funktionalen Einheit von Aue und Fließgewässer. Zur Wiederherstellung der ökologischen Funktionalität von Flussauen ist es daher unerlässlich, dass bei der Planung die Defizite an den die Aue formenden Fließgewässern mehr Berücksichtigung finden und ggf. begleitende Maßnahmen zur Kompensation dieser Defizite eingeplant werden. In diesem Zusammenhang könnten Synergien mit Maßnahmen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie und dem Bundesprogramm „Blaues Band Deutschland“ genutzt werden.

Literatur

- ALTMÜLLER, R. & CLAUSNITZER, H.-J. (2007): Rote Liste der Libellen Niedersachsens und Bremen. Hannover.
- ANGELSPORTVEREIN LEHRTE (2006): Projekt Bleichenholter Graben. Unveröffentlichter Abschlussbericht.
- ARBEITSKREIS AMPHIBIEN UND REPTILIEN NRW (HRSG.) (2011): Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens, Band 1. Bielefeld: Laurenti-Verlag, 896 S.
- ARBEITSKREIS HEUSCHRECKEN NRW (2009): Verbreitungskarte von *Tetrix subulata*.- In: Arbeitskreis Heuschrecken NRW in der DGfO.- http://www.dgfo-articulata.de/de/ArtenNRW/Tetrix_subulata.php. (abgerufen am 28.11.2017)
- ARENS, W. (1984): Untersuchungen zur Biologie, Physiologie und Morphologie des tauchenden Laufkäfers *Blethisa multipunctata* (Linné 1758), (Doctoral dissertation).
- ARßMANN, T., & TERLUTTER, H. (1999): Die längszonale Gliederung der Laufkäferfauna an der Ems. Angewandte Carabidologie, Supplement I, 33-40.
- ARßMANN, T., DORMANN, W., FRÄMBS, H., GÜRLICH, S., HANDKE, K., HUK, T., SPRICK, P. & TERLUTTER, H. (2003): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Sandlaufkäfer und Laufkäfer (Coleoptera: Cicindelidae et Carabidae) mit Gesamtartenverzeichnis – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 2/03: 70-95
- BALKENOHL, M. (1983): Die Käferfauna des Ufers eines Emsaltwassers bei Münster. Unveröffentlichtes Protokoll der Arbeitstagung Westfälischer Coleopterologen 1983, 16-23.
- BARBER H. S. (1931): *Traps for cave-inhabiting insects*. Journal of the Elisha Mitchell Scientific Society. Volume 46 (1931): 259–266
- BARTHEL, P. H. & HELBIG, A. J. (2005): Artenliste der Vögel Deutschlands. – Limicola 19: 89-111.
- BARTHEL, P. H., BEZZEL, E., KRÜGER, T., PÄCKERT, M. & STEINHEIMER, F. D. (2018). Artenliste der Vögel Deutschlands 2018: Aktualisierung und Änderungen. Vogelwarte. 56. 205-224.
- BARTHELMES, D., KÜHNEL, K.-D., EWALD, S. & DOERING, P. (1998): Zum gemeinsamen Vorkommen von Fischen und Amphibien in limnologisch unterschiedlichen Kleingewässern. Fischökologie 11: 35-46.
- BARUŠ, V., PEÑÁZ, M. & KOHLMANN, K. (2001): Cyprinus Carpio. In: Bănărescu, P. M. & Paepke, H.-J. (Eds.) (2001): The Freshwater Fishes of Europe 5/III. Wiebelsheim: Aula-Verlag.
- BAUER, H.-G., BEZZEL, E. & FIEDLER, W. (2005) (Hrsg.): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. 2. Aufl., 3 Bände. Wiebelsheim: Aula-Verlag.
- BEINLICH, B. (2012): Management des Waschbären (*Procyon lotor*) in Schutzgebieten des Kreises Höxter (NRW).- Beiträge zur Naturkunde zwischen Egge und Weser 23: 71-81
- BELLEBAUM, J. (1996): Die Brutvogelgemeinschaften westfälischer Kulturlandschaften. Ornithologische Grundlagen für das Landschaftsmonitoring. Neunkirchen: Verlag NIBUK.
- BEZIRKSREGIERUNG MÜNSTER (2019): Planfeststellungsbeschluss. Projekt Naturnahe Entwicklung von Berkel und Berkelquelle in Billerbeck. 62 S., Münster
- BFN - BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2013): Ergebnisübersicht - Nationaler Bericht 2013. Übersicht zur Bewertung der Erhaltungszustände der Arten. Online unter: <https://www.bfn.de/themen/natura-2000/be-richte-monitoring/nationaler-ffh-bericht/ergebnisuebersicht.html>. Abgerufen am 20.11.2018.
- BFN - BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2016): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands – Band 4: Wirbellose Tiere (Teil 2) – Naturschutz und Biologische Vielfalt

Heft 70 (4) – Bundesamt für Naturschutz - Bonn – Bad Godesberg: 598 S.

- BfN - BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2018): Große Moosjungfer (*Leucorrhinia pectoralis*). Online unter: https://ffh-an-hang4.bfn.de/arten-anhang-iv-ffh-richtlinie/libellen/grosse-moosjungfer-leucorrhinia-pecto-ralis/lokale-population-gefaehrdung.html?no_cache=1. Abgerufen am 22.11.2018.
- BIBBY, C.J., BURGESS, N.D. & HILL, D.A. (1995): Methoden der Feldornithologie: Bestandserfassung in der Praxis. - 270 S., Radebeul: Neumann Verlag.
- BICKHOFE, J. (2017): Vergleich von Laufkäferpopulationen im Bereich von natürlichen und künstlichen Binnendünen. Unpublizierte Abschlussarbeit, Universität Osnabrück.
- BIRDLIFE (2015): European Red List of Birds. – Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- BLAB, J. (1986): Biologie, Ökologie und Schutz von Amphibien.- Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, 3. Auflage, Heft 18, Greven, 150 S.: Kilda-Verlag
- BRASSEUR, G. P., JACOB, D., & SCHUCK-ZÖLLER, S. (2017): Klimawandel in Deutschland: Entwicklung, Folgen, Risiken und Perspektiven. Springer.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. - 3. Aufl., Wien & New York: Springer Verlag: 865 S.
- BRÄUNICHE, M. & TRAUTNER, J. (1999): Die Ahlenläufer-Arten der Bembidion-Untergattungen Bracteon und Odontium – Verbreitung, Bestandssituation, Habitate und Gefährdung charakteristischer Flußaue-Arten in Deutschland. Angewandte Carabidologie Supplement 1, 79–94.
- BRÄUNICHE, M., HANDKE, K., PAILL, W., PERSOHN, M. & TRAUTNER, J. (2000): Aktueller Arbeitsstand zur Einrichtung eines „Seltenheiten-Ausschusses“ der GAC. Angewandte Carabidologie, 2/3 (2000), 103 – 108
- BROCHARD, C., GROENENDIJK, D., VAN DER PLOEG, E. & TERMAAT, T. (2012): Fotogids Larvenhuidjes van Libellen. Zeist: KNNV uitgeverij.
- BROCKHAUS, T., ROLAND, H.-J., BENKEN, T., CONZE, K.-J., GÜNTHER, A., LEIPERLT, K. G., LOHR, M., MARTENS, A., MAUERSBERGER, R., OTT, J., SUHLING, F., WEIHRAUCH, F. & WILLIGALLA, C. (2015): Atlas der Libellen Deutschlands. Libellula Supplement 14. Bremen.
- BROCKMANN-SCHERWAß, U., BÜCKING, T., FRITZE, M.-A., HEIMANN, R., HÜBNER, T., KRECHEL, R., PAVLOVIC, P. & SCHERWAß, R. (2007): Renaturierung der Berkelaue. Ergebnisse eines Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens im Kreis Borken. - Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 45: 249 S. + CD, Bundesamt für Naturschutz (BfN) (Hrsg.), Bonn - Bad Godesberg.
- BROCKMANN-SCHERWAß, U. & SCHERWAß, R. (2019): Nachweis des Ysopblättrigen Weiderich (*Lythrum hyssopifolia* L.) in der Berkelaue bei Vreden, Kreis Borken (Nordrhein-Westfalen). – In: NetPhyD (Hrsg.): Floristische Rundbriefe Heft 52.
- BfN - BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2013): Flora-Web - Verbreitung der Farn- und Blütenpflanzen in Deutschland; Datenbank FlorKart (BfN) aus deutschlandflora.de (NetPhyD), Datenstand 2013. <http://www.floraweb.de/webkarten/karte.html?taxnr=>
- BRUCKHAUS, A. & DETZEL, P. (1997): Erfassung und Bewertung von Heuschrecken-Populationen. Naturschutz und Landschaftsplanung 29 (5): 138-145.
- BUCHWALD, R. (1994): Experimentelle Untersuchungen zu Habitatselektion und Biotopbindung bei *Ceriagrion tenellum*. Zool. Jb. Syst. 121, 71-98. Jena.
- BUNZEL-DRÜKE, M., BÖHM, C., FINCK, P., KÄMMER, G., LUICK, R., REISINGER, E., RIECKEN, U., RIEDL, J., SCHARF, M. & ZIMBALL O. (2009): Praxisleitfaden für Ganzjahresbeweidung in Naturschutz und Landschaftsentwicklung - „Wilde Weiden“. - Arbeitsgemeinschaft

- Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V., Bad Sassendorf-Lohne. 215 S. 2. Aufl.
- BUSCHENDORF, J. (2015): Erdkröte – *Bufo bufo* (LINNAEUS, 1768). – Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 4: 229-244.
- CONZE, K.-J. & GRÖNHAGEN, N. (2011): Rote Liste und Artenverzeichnis der Libellen – Odonata – in Nordrhein-Westfalen. Unter Mitarbeit von Baierl, E., Barkow, A., Behle, L., Menke, N., Olthoff, M., Lisges, E., Lohr, M., Schlüpmann, M. & Schmidt, E. Stand April 2010. – In: LANUV (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere in Nordrhein-Westfalen, 4. Fassung. LANUV Fachbericht 36 (2): 511-534.
- DAHL, H.-J. & HULLEN, M. (1989): Studie über die Möglichkeiten zur Entwicklung eines naturnahen Fließgewässersystems in Niedersachsen (Fließgewässerschutzsystem Niedersachsen). Naturschutz Landschaftspflege Niedersachsen. 18: 5-95
- DEN BOER, P. J. (1990A): Density limits and survival of local populations in 64 carabid species with different powers of dispersal. – Journal of evolutionary Biology, 3: 19- 48.
- DEN BOER, P. J. (1990B): The survival value of dispersal in terrestrial arthropods. – Biological Conservation, 54: 175-192.
- DESENDER, K. (1989): Dispersievermogen en Ecologie van Loopkevers (Coleoptera, Carabidae) In België: Een Evolutionaire Benadering. Documents de Travail de L'institut Royal des Sciences naturelles de Belge, Gent, 54, 1–136.
- DETZEL, P. (1992): Heuschrecken als Hilfsmittel in der Landschaftsökologie. – In: Trautner, J. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen. – J. Markgraf, Weikersheim: 190-194.
- DETZEL, P. (1998): Die Heuschrecken Baden-Württembergs. Stuttgart: Ulmer, 580 S.
- DETZEL, P. & R. WANCURA (1998): Rote Liste Baden-Württemberg. – In: Detzel, P. (1998): Die Heuschrecken Baden-Württembergs. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- DIERSSEN, K. (1988): Rote Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins.- Schriftenr. Landesamt Natursch. Landschaftspfl. 6: 156 S. u.
- DIJKSTRA, K.-D. B. & LEWINGTON, R. (Hrsg.) (2006): Field guide to the dragonflies of Britain and Europe. – British Wildlife Publishing, Gillingham.
- DIJKSTRA, K.-D. B. & LEWINGTON, R. (2010): Field guide to the dragonflies of Britain and Europe. London.
- DIN 38410 (1987): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Gruppe M (Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung), Berlin, Köln
- DIN 38410, Teil 2 (1990) Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung.
- DISTER, E. (1998): Die Bedeutung natürlicher Flußdynamik am Beispiel von Loire und Allier. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 56: 67-78., Bonn-Bad Godesberg.
- DÖBBELT-GRÜNE S., HARTMANN C., ZELLMER U., REUVERS C., ZINS C. & KOENZEN, U. (2013): Hydromorphologische Steckbriefe der Fließgewässertypen. Anhang 1 von „Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihre Erfolgskontrolle“. Herausgeber: Umweltbundesamt.
- DÖRFER, K., BUSCHMANN, M. & GERKEN, B. (1995): Carabidengemeinschaften (Coleoptera, Carabidae) im Einflußbereich wechselnder Wasserstände an der Oberweser. – In: Gerken, B. & Schirmer, M. (Hrsg.): Die Weser. – Limnologie Aktuell, Band 6: 191- 212.
- DÖRING-MEDERAKE, U. (1991): Feuchtwälder im nordwestdeutschen Tiefland. Gliederung-Ökologie-Schutz. – Scripta Geobotanica 19, 122 S, Göttingen: Erich Goltze.
- DORN, P. & R. BRANDL (1991): Die Habitatansprüche des „Wasserfrosches“ in Nordbayern.

Spixiana 14/2: 213-228.

- DPA (2018): Überflutete Straßen und umgestürzte Bäume im Saarland. – Saarbrücker Zeitung, 12.06.2018.
- DRACHENFELS, O. (2012): Einstufung der Biotoptypen in Niedersachsen. Regenerationsfähigkeit, Wertstufen, Grundwasserabhängigkeit, Nährstoffempfindlichkeit, Gefährdung. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen. Heft 1/12. 60 S.
- DRACHENFELS, O. (2016): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen. Unter besonderer Berücksichtigung der gesetzlich geschützten Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anhang I der FFH-Richtlinie. Stand Juli 2016. Hannover.
- DÜBLING, U. (2009): Handbuch zu fiBS, 2. Auflage: Version 8.0.6, VDFF
- FARTMANN, T., BEHRENS, M. & LORITZ, H. (2008): Orthopteran communities in the conifer-broadleaved woodland zone of the Russian Far East. European Journal of Entomology 105:673–680.
- FINCK, P., HAUKE, U., SCHRÖDER, E., FORST, R. & WOITHE, G. (1997): Naturschutzfachliche Landschafts-Leitbilder. Rahmenvorstellungen für das Nordwestdeutsche Tiefland aus bundesweiter Sicht. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 50 (1) Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg
- FISCHER, C. & PODLOUCKY, R. (1997): Berücksichtigung von Amphibien bei naturschutzrelevanten Planungen - Bedeutung und methodische Mindeststandards. - In: HENLE, K. & M. VEITH (Hrsg.): Naturschutzrelevante Methoden der Feldherpetologie. - Mertensiella 7: 261-278.
- FISCHER, S., FLADE, M. & SCHWARZ, J. (2005): Revierkartierung. – In: SÜDBECK, P., ANDRETZKE, H., FISCHER, S., GEDEON, K., SCHIKORE, T., SCHRÖDER K. & SUDFELDT C. (Hrsg.): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands, Radolfzell: 47-53.
- FISCHER, J., STEINLECH, D., ZEHEM, A., PONIATOWSKI, D., FARTMANN, T., BECKMANN, A. & STETTNER, C. (2016): Die Heuschrecken Deutschlands und Nordtirols. Bestimmen – Beobachten – Schützen. (Hrsg.): Bayrische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege. Wiebelsheim: Quelle & Meyer Verlag
- FLADE (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands: Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. - 879 S., Eching: IHW-Verlag.
- FLOTTMANN, H.-J. (2003): Zum Überleben des Europäischen Laubfrosches (*Hyla a. arborea* L., 1758) in der mittleren Oberrheinebene - Erkenntnisse für eine erfolgreiche Wiedersiedlung im Saarland. Saarbrücken: DELATTINIA 29: 41 - 66
- FLOTTMANN, H.-J. & FLOTTMANN-STOLL, A. (2004): E + E-Vorhaben Oster, Abschlussbericht 3. Hauptuntersuchungsphase Amphibien, Vögel. – Im Auftrag der Universität Kaiserslautern.
- FLOTTMANN, H.-J., BERND, C., GERSTNER, J. & FLOTTMANN-STOLL, A. (2008): Rote Liste der Amphibien und Reptilien des Saarlandes (Amphibia, Reptilia). – In: MINISTERIUM FÜR UMWELT UND DELATTINIA (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Pflanzen und Tiere des Saarlandes, Atlantenreihe Band 4: 307-328.
- FLOTTMANN, H.-J., FLOTTMANN-STOLL, A., (2016): Untersuchung der Machbarkeit zur Entwicklung der Fläche „Käsbösch“ zu einem Industrie- und Gewerbegebiet. Artenschutzrechtliches Gutachten mit Erfassung und Darstellung des Artenspektrums und Aufzeigen möglicher grundsätzlicher artenschutzrechtlicher Konflikte. Zwischenbericht September 2016
- FÖRSTER, E. (1983): Die Pflanzengesellschaften des Grünlandes in NRW. Schriftenreihe der LÖLF NRW, Bd.8: 1-70.

- FREUDE, H., HARDE, K. W. & LOHSE, G. A. (1976): Die Käfer Mitteleuropas. Band 2: Adephaga 1.- Krefeld (GOECKE & EVERS): 302 S.
- FREUDE, H., LOHSE, G. A., KLAUSNITZER, B. & MÜLLER-MOTZFELD, G. (2004): Die Käfer Mitteleuropas. 2. (erw.) Aufl., Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag. 521 S.
- FREY, W. (2001): Die Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen auf die Gewässergüte und die Selbstreinigungskraft eines Fließgewässers am Beispiel der Oster (Saarland) (Dissertation). – In: KOEHLER, G. (Hrsg.): Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben „Oster“ – Auswirkungen einer Bachrenaturierung auf Gewässer und Aue, Berichte Fachgebiet Wasserbau und Wasserwirtschaft 12, Universität Kaiserslautern
- FREY, W. & SCHINDLER, H. (2005): Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben „Osterrenaturierung“ - Umgestaltung eines technisch ausgebauten Gewässers hinsichtlich einer Verbesserung des natürlichen Selbstreinigungsvermögens und der Ökosystemqualitäten im Gewässer- und Auebereich. Abschlussbericht des wissenschaftlichen Begleitprogrammes über den gesamten Projektzeitraum einschließlich der 3. Hauptuntersuchungsphase 2003, Kaiserslautern, Februar 2005.
- FRITZE, M. A. (2007): 6.5. Laufkäfer. In: Brockmann-Scherwaß, U., Bücking, T., Fritze, M.-A., Heimann, R., Hubner, T., Krechel, R., Pavlovic, P. & Scherwaß, R. (Hrsg.): Renaturierung der Berkelaue.–Naturschutz und biologische Vielfalt, 173-209.
- FRITZE, M. A. (2013): Laufkäferuntersuchungen (Coleoptera: Carabidae) im Nordwesten des Nationalparks Kellerwald-Edersee (Hessen) 2011/2012. Philippia, 16(1), 35-52.
- FRITZE, M. A., HANNIG, K., & PERSOHN, M. (2017): Seltenheiten-Ausschuss der GAC–4. Bericht.
- FROSCHNETZ (2019): Erdkröte (*Bufo bufo*). <https://www.froschnetz.ch/arten/erdkroete.php>. Abgerufen am 22.01.2019.
- FUELLHAAS, U. (2000): "Restoration of degraded fen grassland – effects of long-term inundation and water logging on ground beetle populations (Coleoptera Carabidae)" In: BRANDMAYR, P., LÖVEI, G., ZETTO, L., BRANDMAYR, T., CASALE, A. & VIGNA TAGLIANTI, A. eds. Natural History and Applied Ecology of Carabid Beetles Pensoft Publishers Sofia Moscow 251 – 263
- FUHRMANN, R. (2005): Klimaschwankungen im Holozän nach Befunden aus Talsedimenten Mitteldeutschlands. In: Mauritiana, Band 19, Heft 2, Altenburg/Thüringen 2005, S. 289-304
- GALHOFF, H. (1992): Analyse und Bewertung Faunistischer Erhebungen am Beispiel von Carabiden als Biodeskriptoren Urbaner Lebensräume (Doctoral Dissertation, Uitgever Niet Vastgesteld).
- GARDINER, T. (2010): Precipitation and habitat degradation influence the occurrence of the common green grasshopper *Omocestus viridulus* in southeastern England. Journal of Orthoptera Research 19(2): 315–326.
- GEDEON, K., GRÜNEBERG, C., MITSCHKE, A., SUDFELDT C., EIKHORST, W., FISCHER, S., FLADE, M., FRICK, S., GEIERSBERGER, I., KOOP, B., KRAMER, M., KRÜGER, T., ROTH, N., RYSLAVY, T., STÜBING, S., SUDMANN, S. R., STEFFENS, R., VÖKLER, F. & WITT, K. (2014): Atlas Deutscher Brutvogelarten. 800 S., Stiftung Vogelmonitoring Deutschland und Dachverband Deutscher Avifaunisten, Münster.
- GEIGER, A., KRONSHAGE, A. & SCHLÜPMANN, M. (2018a): Der Grasfrosch: Lurch des Jahres 2018. Broschüre. Hrsg.: Deutsche Gesellschaft für Herpetologie und Terrarienkunde e.V..
- GEIGER, A., NÖLLERT, A., BUSCHENDROF, J. & GROSSE, W.-J. (2018b): Die Verbreitung der Erdkröte *Bufo bufo* (LINNAEUS, 1758) in Deutschland. In: Verbreitung, Biologie und Schutz der Erdkröte (Mertensiella 24).

- GERKEN, B. (1985): Zonationszönosen bodenlebender Käfer der Oberrhein-Niederung. Spiegel der Wandlung einer Stromauenlandschaft. – Mitteilungen der deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie 4: 443-446.
- GERKEN, B. & BARNA, O. (1987): Uferbewohnende Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) im Weserbergland (Kreise Höxter und Holzminden). – Eggeweser, 4 (1): 4561.
- GERKEN, B., BÖTTCHER, H. (1995): Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben zur Regeneration landschaftstypischer Auen-Standorte der Oberweserniederung. Antrag zur Fortschreibung der wissenschaftlichen Begleitung. 63 S. + Anhang
- GERKEN, B. & STERNBERG, K. (1999): Die Exuvien europäischer Libellen. – Höxter, Jena: Arnika & Eisvogel.
- GERKEN, B., BÖTTCHER, H., BÖWINGLOH, F., DÖRFER, K., LEIFELD, D., LEUSHACKE-SCHNEIDER, LOHR, M., ROBINSON, A. (2001a): Regeneration landschaftstypischer Auenstandorte in der Oberweserniederung. Band II: Ausführliche Darstellung der Ergebnisse. 511 S. Höx.
- GERKEN, B., BÖTTCHER, H., BÖWINGLOH, F., DÖRFER, K., LEIFELD, D., LEUSHACKE-SCHNEIDER, C., LOHR, M., ROBINSON, A. (2001b): Regeneration landschaftstypischer Auenstandorte in der Oberweserniederung. Anhang zu Band II. Höxter
- GERKEN, B., K. DÖRFER, M. LOHR & E. SCHUMACHER (2002): Auenregeneration an der Oberweser. – Angewandte Landschaftsökologie Heft 46 (Hrsg. Bundesamt für Naturschutz, Bonn): 188 S.
- GESELLSCHAFT FÜR ANGEWANDTE CARABIDOLOGIE (GAC) (HRSG.) (2009): Lebensraumpräferenzen der Laufkäfer Deutschlands - Wissensbasierter Katalog. – Angewandte Carabidologie Supplement V, 48 S.
- GFUG (1996): Erfassung und Diskussion der Fischfauna in der Oster, Band 6, Gesellschaft für Umweltschutz und Gewässerökologie, Beckingen
- GLANDT, D. (2015): Die Amphibien und Reptilien Europas. Alle Arten im Porträt. Wiebelsheim: Quelle & Meyer.
- GREIN, G. (2005): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Heuschrecken mit Gesamtartenverzeichnis. 3. Fassung, Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 1, Hannover: 20 S.
- GREIN, G. (2008): Fauna der Heuschrecken (Ensifera & Caelifera) in Niedersachsen. Datenstand 31.10.2008. In: Naturschutz und Landschaftspflege Niedersachsen (46): 1–183.
- GREIN, G. (2010): Fauna der Heuschrecken (Ensifera & Caelifera) in Niedersachsen. – Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, Heft 46: 183 S.
- GROOS, S. (2019): Laufkäfer im Hasetal – Eine Untersuchung von Feuchtigkeitsgradienten unter Berücksichtigung der Zeigerwerte nach Ellenberg. Unveröffentlichte Abschlussarbeit, Universität Osnabrück
- GRÜNEBERG, C., SUDMANN, S. R., WEISS, J., JÖBGES, M., KÖNIG, H., LASKE, V., SCHMITZ, M. & SKIBBE A. (2013): Die Brutvögel Nordrhein-Westfalens. – NWO und LANUV (Hrsg.), LWL-Museum für Naturkunde, Münster.
- GRÜNEBERG, C., BAUER, H.-G., HAUPT, H., HÜPPOP, O., RYSLAVY, T. & SÜDBECK, P. (2015): Rote Liste Der Brutvögel Deutschlands. 5. Fassung, 30. November 2015. – Berichte zum Vogelschutz 52: 19-67.
- GRÜNEBERG, C., SUDMANN, S.R., HERHAUS, F., HERKENRATH, P., JÖBGES, M., KÖNIG, H., NOTTMAYER-LINDEN, K., SCHIDELKO, K., SCHMITZ, M., SCHUBERT, W., STIELS, D. & WEISS, J. (2016/2017): Rote Liste der Brutvogelarten Nordrhein-Westfalens, 6. Fassung, Stand: Juni 2016. – Charadrius 52 (1-2): 1-66.
- GUNKEL, G. (Hrsg.) (1996): Renaturierung kleiner Fließgewässer. – 471 S., Jena, Stuttgart:

Gustav Fischer.

- GÜNTHER, J. & ASSMANN, T. (2005): Restoration ecology meets carabidology: effects of flood-plain restitution on ground beetles (Coleoptera, Carabidae). - Biodiv. Cons. 14: 1583-1606.
- GÜNTHER, J. & HÖLSCHER, B. (2004): Verbreitung, Populations - und Nahrungsökologie von *Elaphrus aureus* in Nordwestdeutschland (Coleoptera. Carabidae). Angewandte Carabidologie 6 : 15-27.
- GÜNTHER, R. (1995/1996): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Jena: Gustav Fischer Verlag, 825 S.
- HAASE, P., SUNDERMANN, A. & SCHINDEHÜTTE, K. (2006): Operationelle Taxaliste als Mindestanforderung an die Bestimmung von Makrozoobenthosproben aus Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland.
- HACHTEL, M., SCHLÜPMANN, M., THIESMEIER, B. & WEDDELING, K. (2009): Methoden der Feldherpetologie. Laurenti Verlag, Bielefeld.
- HAEUPLER, H. & MUER, T. (2000): Bildatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschland. Stuttgart: Ulmer Verlag.
- HALLER, I. (2003): Faunistisch-Ökologische Untersuchung der Laufkäferzönosen in verschiedenen Gehölzbeständen des Rheinaue-Parks in Bonn (Coleoptera, Carabidae). – Mitteilung der Arbeitsgemeinschaft rheinischer Koleopterologen (Bonn) 13, 3–39.
- HALLMANN, C. A., SORG, M., JONGEJANS, E., SIEPEL, H., HOFLAND, N., SCHWAN, H., STENMANS, W., MÜLLER, A., SUMSER, H., HÖRREN, T., GOULSON, D. & DE KROON, H. (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. PLoS ONE 12(10): e0185809. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>
- HALLMANN, C. A., ZEEGERS, T., VAN KLINK, R., VERMEULEN, R., VAN WIELINK, P., SPIJKERS, H., & JONGEJANS, E. (2018): Analysis of Insect Monitoring Data from De Kaaistoep and Drenthe. Radboud University, Department of Animal Ecology and Physiology, Faculty of Science, Institute for Water and Wetland Research.
- HAMER, A. J. & PARRIS, K. M. (2011): Local and landscape determinants of amphibian communities in urban ponds. Ecological Applications, 21(2): 379–390.
- HANNIG, K. (2006): Faunistische Mitteilungen über ausgewählte Laufkäferarten (Col., Carabidae) in Nordrhein-Westfalen. – Natur u. Heimat 66, 105–128.
- HANNIG, K. (2007). Die Laufkäferzönosen (Col., Carabidae) ausgewählter dynamischer Flusssuferabschnitte an der Sieg und der Agger (Nordrhein-Westfalen, Rhein-Sieg-Kreis). Mitteilungen Der Arbeitsgemeinschaft Rheinischer Koleopterologen, 17(1/2), 29-47.
- HANNIG, K. (2008): Faunistische Mitteilungen über ausgewählte Laufkäferarten (Col., Carabidae) in Nordrhein-Westfalen – Natur und Heimat, 68 (2): 53-64.
- HANNIG, K. (2015): Mitteilungen über ausgewählte Laufkäferarten (Col., Carabidae) In Nordrhein-Westfalen VI. - Natur u. Heimat, 75 (2): 61-77.
- HANNIG, K., & SCHWERK, A. (2000): *Leistus Fulvibarbis* Dejean, 1826 – Neu für Westfalen (Coleoptera: Carabidae). Entomologische Zeitschrift, 110(10), 315-316.
- HANNIG, K., & SCHWERK, A. (2001): Faunistische Mitteilungen über ausgewählte Laufkäferarten (Col., Carabidae) in Westfalen, Teil VI. Natur und Heimat, 61(4), 97-110.
- HANNIG, K., & DREWENSKUS, J. (2005): Charakterisierung redynamisierter Flusssuferabschnitte an der mittleren Ruhr anhand ihrer Laufkäferzönosen. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, 49(3), 110-117.
- HANNIG, K. & BUCHHOLZ, S. (2010): Faunistische Mitteilungen über ausgewählte

- Laufkäferarten (Col., Carabidae) in Nordrhein-Westfalen III. - Natur und Heimat, 70 (3): 73-86.
- HANNIG, K., & KAISER, M. (2011): Rote Liste und Artenverzeichnis der Laufkäfer–Coleoptera: Carabidae – in Nordrhein-Westfalen, 2. Fassung: Stand Oktober 2011. In: LANUV (Hrsg.): Rote Liste der Gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere in Nordrhein-Westfalen, 4, 423-452.
- HANNIG, K. & OELLERS, J. (2013): *Bembidion (Paraprincipidium) ruficolle* (Panzer, 1796) – Neu für Westfalen (Col., Carabidae). – Natur und Heimat 73 (3): 109–112.
- HANNIG, K. & BUCHHOLZ, S. (2014): Die Laufkäferfauna (Col., Carabidae) des Standortübungsplatzes Münster-Dorbaum (Kreisfreie Stadt Münster, Nordrhein-Westfalen). – Natur und Heimat, 74 (3): 73-83.
- HANNIG, K., DREWENSKUS, J., & KERKERING, C. (2016): Die Dungkäferfauna (Coleoptera: Scarabaeoidea) eines Emsweide-Komplexes bei Saerbeck (Kreis Steinfurt, Nordrhein-Westfalen). LWL-Museum für Naturkunde, Westfälisches Landesmuseum mit Planetarium, Landschaftsverband Westfalen-Lippe.
- HARTEL, T. (2004): The long term trend and the distribution of amphibian populations in a semi-natural pond in the middle section of the Târnava-Mare Valley (Romania). Biota 5 (1-2): 25–36.
- HARTEL, T., NEMES, S., COGALNICEANU, D., ÖLLERER, K., SCHWEIGER, O., MOGA, C.-I. & DEMETER, L. (2007): The effect of fish and aquatic habitat complexity on amphibians. Hydrobiologia 583 (1): 173-182.
- HARTH, H. (1997): Unser Ostertal, eine Region im Wandel. In: Dörrenbacher Heimatbund e.V., Band II der "Chroniken der Ostertalbahn", 1997.(Abschrift durch Harald Ecker © 2015).
- HECNAR, S. J. & M'CLOSKEY, R. T. (1997): The effects of predatory fish on amphibian species richness and distribution. Biological Conservation 79 (2-3): 123-131.
- HEIDEMANN, H. & SEIDENBUSCH, R. (1993): Die Libellenlarven Deutschlands und Frankreichs – Handbuch für Exuviensammler, 391 S., Keltern: Goecke & Evers.
- HEIDEMANN, H. & SEIDENBUSCH, R. (2002): Die Libellenlarven Deutschlands. – Keltern: Goecke & Evers.
- HEIJERMAN, T. & WILLEMSSEN, J. (2014): Eerste vondst van de loopkever *Bembidion ruficolle* in Nederland (Coleoptera: Carabidae). – Entomologische Berichten, 74 (3): 106-110.
- HELM, S. & PIER, E. (2018): Bisam und Nutria – alles nur halb so wild?. Natur in NRW 4/2018: 13-16.
- HERING, D., MEIER, C., RAWER-JOST, C., BISS, R., FELD, C. K., ZENKER, A., SUNDERMANN, A., LOHSE, S. & BOEHMER, J. (2004): Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: selection of candidate metrics. Limnologica 34: 398-415
- HERPETOFAUNA NRW (2018): Waschbären – eine Gefahr für Amphibien. Online unter: <http://www.herpetofauna-nrw.de/forum/beobachtungen/waschbaer/index.php>. Abgerufen am 20.01.2019.
- HOCHKIRCH A. & KLUGKIST, H. (1998): Die Heuschrecken des Landes Bremen – ihre Verbreitung, Habitate und ihr Schutz (Orthoptera: Saltatoria). Abhandlungen des naturwissenschaftlichen Vereins zu Bremen (44/1): 3–73.
- HOLTMANN, L. (2013): Climate change overcompensates impacts of land use change on grassland Orthoptera. Masterarbeit am Institut für Landschaftsökologie, Westfälische Wilhelms-Universität Münster.
- HÜBNER, H. & PAVLOVIC, P. (1998): Die Berkelaue zwischen Stadtlohn und Vreden (Nord-

- rhein-Westfalen) - Ort eines Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens. – In: BfN (Hrsg.): Angewandte Landschaftsökologie, H. 23: 109-128, Bonn-Bad-Godesberg.
- HUGENSCHÜTT, V. (1997): Bioindikationsanalyse von Uferzonationskomplexen der Spinnen- und Laufkäfergemeinschaften (Arach.: Araneida, Col.: Carabidae) an Fließgewässern des Drachenfelder Ländchens. Galunder-Verlag.
- HURKA, K. (1996): Carabidae of the Czech and Slovak Republics. Ing. Vít Kabourek.
- IVÖR (INSTITUT FÜR VEGETATIONSKUNDE, ÖKOLOGIE UND RAUMPLANUNG) (1988): Floristisch-vegetationskundliche Kartierung des geplanten "NSG Berkelaue" - 27 S., unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung NRW, Recklinghausen.
- IVÖR (INSTITUT FÜR VEGETATIONSKUNDE, ÖKOLOGIE UND RAUMPLANUNG) (1993): Pflanzensoziologisch-vegetationskundliche Untersuchung von Dauerbeobachtungsflächen im Rahmen der Effizienzkontrolle des Biotopmanagements. Bearbeitung von 50 Dauerbeobachtungsflächen im 'NSG Berkelaue zwischen Vreden und Stadtlohn' im Jahr 1993. – 141 S., unveröffentlichtes Manuskript im Auftrag der LÖLF NRW.
- IVÖR (INSTITUT FÜR VEGETATIONSKUNDE, ÖKOLOGIE UND RAUMPLANUNG) (1995): E+E-Vorhaben 'Renaturierung der Berkelaue'. Vegetationskundliche Bestandserhebungen im 'NSG Berkelaue zwischen Stadtlohn und Vreden' im Kreis Borken 1995. – 152 S. + Anhang und Beilagen, unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der LÖLF NRW.
- IVÖR (INSTITUT FÜR VEGETATIONSKUNDE, ÖKOLOGIE UND RAUMPLANUNG) (1996): E+E-Vorhaben 'Renaturierung der Berkelaue'. Faunistische Bestandserhebungen im 'NSG Berkelaue zwischen Stadtlohn und Vreden' im Kreis Borken 1995. – 110 S. + Anhang und Beilagen, unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Kreises Borken.
- IVÖR (INSTITUT FÜR VEGETATIONSKUNDE, ÖKOLOGIE UND RAUMPLANUNG) (1999a): E+E-Vorhaben 'Renaturierung der Berkelaue'. Faunistische Bestandserhebungen im 'NSG Berkelaue zwischen Stadtlohn und Vreden' im Kreis Borken 1998. – 125 S. + Anhang und Beilagen, unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Kreises Borken.
- IVÖR (INSTITUT FÜR VEGETATIONSKUNDE, ÖKOLOGIE UND RAUMPLANUNG) (1999b): E+E-Vorhaben 'Renaturierung der Berkelaue'. Vegetationskundliche Bestandserhebungen im 'NSG Berkelaue zwischen Stadtlohn und Vreden' im Kreis Borken 1998. Mit Nachtrag von Juni 2000. – 76 S. + Anhang und Beilagen, unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Kreises Borken.
- IVÖR (INSTITUT FÜR VEGETATIONSKUNDE, ÖKOLOGIE UND RAUMPLANUNG) (2000): E+E-Vorhaben 'Renaturierung der Berkelaue'. Faunistische Bestandserhebungen im 'NSG Berkelaue zwischen Stadtlohn und Vreden' im Kreis Borken 2000. Mit Nachtrag von Juni 2001. – 98 S. + Anhang und Beilagen, unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Kreises Borken.
- IVÖR (INSTITUT FÜR VEGETATIONSKUNDE, ÖKOLOGIE UND RAUMPLANUNG) (2003a): E+E-Vorhaben 'Renaturierung der Berkelaue'. Faunistische Bestandserhebungen im 'NSG Berkelaue zwischen Stadtlohn und Vreden' im Kreis Borken 2002. – 112 S. + Anhang und Beilagen, unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Kreises Borken.
- IVÖR (INSTITUT FÜR VEGETATIONSKUNDE, ÖKOLOGIE UND RAUMPLANUNG) (2003b): E+E-Vorhaben 'Renaturierung der Berkelaue' Bestandserhebungen. Vegetationskundliche Bestandserhebungen im 'NSG Berkelaue zwischen Stadtlohn und Vreden' im Kreis Borken 2002. – 71 S. + Anhang und Beilagen, unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Kreises Borken.
- IVÖR (INSTITUT FÜR VEGETATIONSKUNDE, ÖKOLOGIE UND RAUMPLANUNG) (2004): E+E-Vorhaben 'Renaturierung der Berkelaue'. – 336 S. + Anhang und Beilagen, unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Kreises Borken.

- IVÖR (INSTITUT FÜR VEGETATIONSKUNDE, ÖKOLOGIE UND RAUMPLANUNG) (2018): Erfolgskontrolle von abgeschlossenen E+E-Vorhaben zur Auenrenaturierung. Projektgebiet; Berkel – Teil 1: Vegetation. – 49 S. + Anhang und Beilagen, unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Universität Osnabrück, Abteilung Ökologie.
- JANUSCHKE, K. (2017): Zustand der Laufkäfer-Gemeinschaften in ausgewählten Flussauen Deutschlands. – In: SCHNEIDER, E., WERLING, M., STAMMEL, B., JANUSCHKE, K., LEDESMA-KIRST, G., SCHOLZ, M., HERING, D., GELHAUS, M., DISTER, E. & EGGER, G. (Hrsg.): Biodiversität der Flussauen Deutschlands. Ergebnisse des F+E-Vorhabens „Entwicklung der Biodiversität von Flussauen“ (FKZ 3513850400). Naturschutz und Biologische Vielfalt 163: 498 S.
- JANUSCHKE, K., SUNDERMANN, A., ANTONS, C., HAASE, P., LORENZ, A. & HERING, D. (2009): Untersuchung und Auswertung von ausgewählten Renaturierungsbeispielen repräsentativer Fließgewässertypen der Flusseinzugsgebiete Deutschlands. – In: Verbesserung der biologischen Vielfalt in Fließgewässern und ihren Auen. – Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege, Heft 82: 23-39.
- JANUSCHKE, K., LORENZ, A. & HERING, D. (2010): Biodiversität im semiaquatischen Bereich – Indikationsfunktion von Laufkäfern und Vegetation an renaturierten Fließgewässerabschnitten. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg): 332-336, Hardegsen 2010.
- JÖBKES, M. & WEISS, J. (1996): Vögel (Aves). - In: LÖBF (Hrsg.): Methoden für naturschutzrelevante Freilanduntersuchungen in Nordrhein-Westfalen. - Recklinghausen.
- JÖDICKE, R. (1993): Die Bestimmung der Exuvien von *Sympetrum sanguineum* (Müll.), *S. striolatum* (Chap.) und *S. vulgatum* (L.) (Odonata: Libellulidae). – Opuscula zoologica fluminensia 115: 1–8.
- KAISER, M. (2006): Bemerkenswerte faunistische Beobachtungen in der Lippeaue nördlich von Bentfeld, Kreis Paderborn (Nordrhein-Westfalen) (Insecta: Odonata, Saltatoria, Coleoptera, Lepidoptera). – Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft westfälischer Entomologen, 22 (1): 7-18
- KARCH (2018): Koordinationsstelle für Amphibien- & Reptilienschutz in der Schweiz (karch). Erdkröte. <http://www.karch.ch/karch/de/home/amphibien/amphibienarten-der-schweiz/erdkrote.html>. Abgerufen am 22.01.2019.
- KELLNER, H. (1901): Weser und Ems. Ihre Stromgebiete und ihre wichtigsten Nebenflüsse. Band III. Die Weser von Münden bis Geestemünde. 699 S. Verlag Dietrich Reimer Berlin
- KLEINSCHMIDT, M. (2013): Einfluss der Renaturierung von Sandökosystemen auf Heuschrecken- und Käfergemeinschaften, unveröffentlichte Abschlussarbeit
- KLEINWÄCHTER M., SCHRÖDER, U., RÖDIGER, S., HENTSCHEL, B. & ANLAUF, A. (Hrsg.) (2017): Alternative Buhnenformen in der Elbe – hydraulische und ökologische Wirkungen – Konzept für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft – Band 11 – Schweizerbart – Stuttgart: 281 S.
- KOCH, K. (1968): Die Käferfauna der Rheinprovinz. Decheniana-Beihefte (Bonn) 13, I-VIII, 1–382.
- KOCH, K. (1990): Dritter Nachtrag zur Käferfauna der Rheinprovinz . Decheniana (Bonn) 143, 307–339.
- KOCH, L. (2010): Neu entstandene Kleingewässer entwickeln sich zu Libellen-Biotopen. Beiträge zur Heimatkunde der Stadt Schwelm und ihrer Umgebung.
- KOEHLER, G. & SARTOR, J. (1991): Der Einfluß von Renaturierungsmaßnahmen auf die Gewässergüte von kleinen Fließgewässern. Unveröffentlicht. In: Vorstellung des E+E- Vorhabens "Oster", Universität Kaiserslautern.

- KOHL, R. (1998): Gewässerbiologische Untersuchungen, in KOEHLER, G. (Hrsg.): Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben „Oster“ – Auswirkungen einer Bachrenaturierung auf Gewässer und Aue, Vortragsband zum Statusseminar vom 21. Oktober 1997 an der Universität Kaiserslautern. - Universität Kaiserslautern, Fachgebiet Wasserbau und Wasserwirtschaft, Berichte 7: 85-103.
- KÖHLER, F. (1996). Käferfauna in Naturwaldzellen und Wirtschaftswald: Vergleichsuntersuchungen im Waldreservat Kermeter in der Nordeifel. Na.
- KÖHLER, F. (2000): Totholzkäfer in Naturwaldzellen des Nördlichen Rheinlandes. Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten. Landesamt für Agrarordnungen NRW (Hrsg.) LÖBF-Schriftenreihe, 18.
- KREIS BORKEN (Hrsg.) (1985): Landschaftsplan "Zwillbrocker Sandebene-Berkelniederung".
- KRÜGER, T. & NIPKOW, M. (2015): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Brutvögel, 8. Fassung, Stand 2015. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen. 35: 181-260.
- KUHN, K. & BURBACH, K. (1998): Libellen in Bayern. Stuttgart.
- KUHN, J., LAUFER, H. & PINTAR, M. (2001): Amphibien in Auen. Bochum: Laurenti-Verlag.
- KÜHNEL, K.-D., GEIGER, A., LAUFER, H., PODLOUCKY, R. & SCHLÜPMANN, M. (2009): Rote Liste und Gesamtartenliste der Lurche (Amphibia) Deutschlands, Stand Dezember 2008, In: BfN (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ) (Hrsg.): Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (1): 257-288.
- LAI (BUND/LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR IMMISSIONSSCHUTZ) (2012): Ermittlung und Bewertung von Stickstoffeinträgen. Langfassung. 82 S.
- LAKMANN, G. (1993): Faunistisch-ökologische Untersuchungen ausgewählter Tiergruppen in einem Feuchtwiesengebiet (Naturschutzgebiet "Rabbruch", Kreis Paderborn). Dissertation. Ruhr – Universität Bochum.
- LANDKREIS EMSLAND (2005): Abschlussbericht über das Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben „Hasetal“ im Landkreis Emsland. „Wiederherstellung der natürlichen Flusssynamik in der Haseaue im Landkreis Emsland sowie Sicherung bzw. Entwicklung auentypischer Biotope“. Meppen.
- LANGE, M. & WERNICKE, P. (2015): Großflächige Bestandsentwicklung der Rohrweihe *Circus aeruginosus* und Einflussfaktoren in der Feldberger Seenlandschaft in Nordostdeutschland. - Vogelwelt 135: 95-108.
- LANUV (LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ) (2010a): ABC-Bewertung Moorfrosch NRW. Online unter: <http://artenschutz.naturschutzinformationen.nrw.de/artenschutz/web/babel/media/102331.pdf> (zuletzt abgerufen am 15.03.2017).
- LANUV (LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ) (2010b): ABC-Bewertung Kammmolch NRW. Online unter: <http://ffh-arten.naturschutzinformationen.nrw.de/ffh-arten/web/babel/media/102343.pdf> (zuletzt abgerufen am 15.03.2017).
- LANUV (LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ) (2012): Kartieranleitung für die kleinen bis großen Fließgewässer. LANUV-Arbeitsblatt 18, 2012.
- LANUV (LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ) (2016): Brutvogelkartierung. Arbeitsanleitung für Brutvogel-Revierkartierungen im Auftrag des LANUV NRW. – 61 S. + Anhang, Recklinghausen.
- LAUFER, H. (1999): Erfassung von Amphibien, Methodenübersicht. – Handbuch landschaftsökologischer Leistungen, VUBD Nürnberg.
- LAUFER, H. & WOLLENZIN, M. (2011): Der Einfluss von Fischen auf Amphibienpopulationen –

eine Literaturstudie. Offenburg.

- LEHMANN, S., PERSIGHEHL, M., ROSENKRANZ, B., FALKE, B., GÜNTHER, J. & ARBMAN, T. (2004): Struktur von Laufkäfer-Gemeinschaften (Coleoptera: Carabidae) in größtenteils beweideten Sandfluren des Emslandes. Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz, NNA Berichte 17 (1), S. 147–159.
- LEHMANN, A. & NÜSS, J. H. (2015): Libellen. Bestimmungsschlüssel für Nord- und Mitteleuropa. 6. Auflage. – Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, Hamburg.
- LFA (LANDESFACHAUSSCHUSS FELDHERPETOLOGIE UND ICHTHYOFAUNISTIK) (2018): Grasfrosch, <https://www.nabu-koenig.de/tiergruppen/amphibien/gras-frosch/>, abgerufen: 6.11.2018. Im NABU Niedersachsen
- LIEBELT, R. (2017): Erfolgskontrolle von abgeschlossenen E+E-Vorhaben zur Auenrenaturierung. Nacherhebungen zu Amphibien und Heuschrecken an der Flutrinne Lake bei Würgrassen, Oberweser, im Jahr 2017, unveröffentlichter Zwischenbericht
- LINDROTH, C. H. (1945A): DIE FENNOSKANDISCHEN CARABIDAE. I. Spezieller Teil. – Goteborgs Kungliga Vetenskaps Och Vitter Hets-Samhalles Handlingar Sjatte Foljden. Ser. B 4 (1): 1–709.
- LINDROTH, C. H. (1945B): Die Fennoskandischen Carabidae. III. Die Karten. – Goteborgs Kungliga Vetenskaps Och Vitter Hets-Samhalles Handlingar Sjatte Foljden. Ser. B. 4 (2): 1–277.
- LINDROTH, C. H. (1985): The Carabidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. – Fauna Entomologica Scandinavica 15: 1–497.
- LINDROTH, C. H. (1986): The Carabidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. Scandinavian Science Press Ltd., Vinderup, Denmark, Bd. 2, S. 227 – 498.
- LOHR, M. (2010): Libellen zweier europäischer Flusslandschaften. – Arbeiten aus dem Institut für Landschaftsökologie Münster 17: 1-183.
- LOHR, M. (2015): *Sympetrum flaveolum* (Linnaeus, 1758). Gefleckte Heidelibelle. – Libellula Supplement 14: 310-313.
- LÖLF (LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, LANDSCHAFTSENTWICKLUNG UND FORSTPLANUNG) (Hrsg.) (1989): Zoologische Grundlagenerfassung der Berkelaue (Kreis Borken) zwischen Stadtlohn und Vreden. – 104 S. + Anh., Unveröff. Gutachten der Gesellschaft für Freilandökologie und Naturschutzplanung (GFN), im Auftrag der LÖLF, Recklinghausen.
- LÖLF (LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, LANDSCHAFTSENTWICKLUNG UND FORSTPLANUNG) (Hrsg.) (1992): Zoologische Bestandserfassung in der Berkelaue zwischen Stadtlohn und Vreden (Kreis Borken). – 109 S. + Anh., unveröff. Gutachten der Gesellschaft für Freilandökologie und Naturschutzplanung (GFN), im Auftrag der LÖLF, Recklinghausen.
- LÖLF (LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, LANDSCHAFTSENTWICKLUNG UND FORSTPLANUNG) (Hrsg.) (1993): Pflege- und Entwicklungskonzept für das geplante Naturschutzgebiet "Berkelaue" zwischen Stadtlohn und Vreden, Kreis Borken. – Unveröff. Manuskript LÖLF NRW, 13 S. + Karten.
- LUA NRW (LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN) (1999): Leitbilder für kleine bis mittelgroße Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. Gewässerlandschaften und Fließgewässertypen. LUA-Merkblätter 17: 88 S. + 1 Karte.
- LUDWIG, G. & SCHNITTNER, M. (1996): Rote Liste der Pflanzen Deutschlands. - Schriftenreihe für Vegetationskunde 28: 744 S., Bundesamt für Naturschutz (BfN) (Hrsg.), Bonn-Bad Godesberg.
- LWL (LANDSCHAFTSVERBANDES WESTFALEN-LIPPE) (o.J.): Bilderarchiv des LWL (Münster-Westfalen)

- MAAS, P., DETZEL, P. & STAUDT, A. (2002): Gefährdungsanalyse der Heuschrecken Deutschlands. Verbreitungsatlas, Gefährdungseinstufung und Schutzkonzept. Ergebnisse aus dem F+E-Vorhaben 89886015 des Bundesamtes für Naturschutz.- Münster (Landwirtschaftsverlag): 401 S.
- MAAS, S., DETZEL, P. & STAUDT, A. (2011): Rote Liste und Gesamtartenliste der Heuschrecken (Saltatoria) Deutschlands. 2. Fassung – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 3: Wirbellose Tiere (Teil 1), Naturschutz und Biologische Vielfalt 70(3): 577–606.
- MADDISON, D.R. & ANDERSON, R. (2016): Hidden species within the genus *Ocys* Stephens: the widespread species *O. harpaloides* (Audinet-Serville) and *O. tachysoides* (Antoine) (Coleoptera, Carabidae, Bembidiini). Deutsche Entomologische Zeitung 63 (2) 2016, 287–301
- MALKUS, J. (1997): Habitatpräferenzen und Mobilität der Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum* L. 1758) unter besonderer Berücksichtigung der Mahd. Articulata 1997 (12/1): S. 1-18
- MANDERBACH, R. (2002): Laufkäfergemeinschaften am Ufer schotterreicher Fließgewässer der Nordalpen. Angewandte Carabidologie, 4(5), 33-40.
- MANTEIFEL, Y. B. & RESHETNIKOV, A. N. (2002): Avoidance of noxious tadpole prey by fish and invertebrate predators: Adaptivity of a chemical defence may depend on predator feeding habits. Archiv für Hydrobiologie 153 (4): 657-668.
- MARGGI, W. A., & GONSETH, Y. (1992): Faunistik der Sandlaufkäfer und Laufkäfer der Schweiz:(Cicindelidae & Carabidae): Coleoptera: Unter Besonderer Berücksichtigung der "Roten Liste" (Vol. 1). Centre Suisse de Cartographie de la Faune.
- MAST, R. (1999): Vegetationsökologische Untersuchung der Feuchtwald-Gesellschaften im niedersächsischen Bergland. - Archiv naturwissenschaftliche Dissertationen, Martina Galunder-Verlag, 283 S., Wiehl.
- MAUERSBERGER, R. (2003): *Leucorrhinia pectoralis* (Charpentier, 1825). In: Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 1: Pflanzen und Wirbellose. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 69/1: 586-592. Münster.
- MEIER, C., BÖHMER, J., BISS, R., FELD, C., HAASE, P., LORENZ, A., RAWER-JOST, C., ROLAUFFS, P., SCHINDEHÜTTE, K., SCHÖLL, F., SUNDERMANN, A., ZENKER, A. & HERING, D. (2006): Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben. Abschlussbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes.
- MEISEL, K. & HÜBSCHMANN, A. V. (1975): Zum Rückgang von Nass- und Feuchtbiotopen im Emstal. - Natur- und Landschaft 50: 33-38.
- MEISEL, M. (1969): Zur Gliederung und Ökologie der Wiesen im nordwestdeutschen Flachland.- Schriftenreihe f. Vegetationskunde, 4: 23-48, Bonn-Bad Godesberg.
- MEISEL, M. (1977): Die Grünlandvegetation nordwestdeutscher Flusstäler und die Eignung der von ihr besiedelten Standorte für einige wesentliche Nutzungsansprüche. – Schriftenreihe f. Vegetationskunde, 10: 109 - 124.
- MICHLER, B. A. (2017): Koproskopische Untersuchungen zum Nahrungsspektrum des Waschbären (*Procyon lotor* L., 1758) im Müritz-Nationalpark (Mecklenburg-Vorpommern) unter spezieller Berücksichtigung des Artenschutzes und des Endoparasitenbefalls. Dissertation. Technische Universität Dresden: 172 S.
- MLYNEK, S. (2018): Gewässervegetation und gehölzfreie Ufervegetation im renaturierten Abschnitt der unteren Hase. Unveröffentlichte Abschlussarbeit, Universität Osnabrück.
- MÖRSDORF, S. & CASPARI, S. (1996): Amphibien der Oster im Projektabschnitt und ihrer

Nebenbäche. Wiederholungsuntersuchung nach Abschluss der baulichen Renaturierungsmaßnahmen, Band 5. Abschlussbericht zur zweiten Hauptuntersuchungsphase im Rahmen des E+E-Vorhabens Osterrenaturierung. Büro für Landschaftsökologie Mörsdorf & Bettinger, Nohfelden.

MÖRSDORF, S. (1991): Amphibien der Oster im Projektabschnitt und ihrer Nebenbäche. – Abschlussbericht zur ersten Hauptuntersuchungsphase im Rahmen des E+E-Vorhabens Osterrenaturierung - Büro für Landschaftsökologie Mörsdorf & Bettinger, Nohfelden.

MÖRSDORF, S. (1992): Maßnahmen zur Verbesserung der Ökosystemqualitäten in der Aue. In: KOEHLER (Hrsg.): Unveröffentlichter Workshop zum Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben Oster, Universität Kaiserslautern.

MOTZFELD, G. & HARTMANN, M. (1985): Zur Trennung von *Pterostichus rhaeticus* (HEER) und *P. nigrita* (PAYK) (Col., Carabidae). – Entomologische Nachrichten und Berichte – 29: 13 - 17.

MUEV (MINISTERIUM FÜR UMWELT, ENERGIE UND VERKEHR) (Hrsg.) (2012): Gewässerkarte des Saarlandes – Landkreis St. Wendel

MÜLLER-MOTZFELD, G. (2006): Die Käfer Mitteleuropas. Band 2 Adephaga 1: Carabidae (Laufkäfer). München: Spektrum.

NEHRING, S. (2018): Warum der gebietsfremde Waschbär naturschutzfachlich eine invasive Art ist – trotz oder gerade wegen aktueller Forschungsergebnisse. Natur und Landschaft 9/10: 453-461. Bonn.

NEITZKE, A., BORNKESSEL, R. & FOERSTER, E. (2017): Grünlandkartierung Nordrhein-Westfalen. Vegetationskundlicher Teil der landwirtschaftlichen Standortkartierung. Methodik und Arbeitsanleitung erweitert um Empfehlungen zur Anlage und Pflege von Grünland. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (Hrsg.).

NESEMANN H. (1998): Flußkrebse und Krebssegel (Annelida: Branchiobdellida) - eine Symbiose. Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur, Universität für Bodenkultur, Wien

NIEDLING, A. & SCHELOSKE, H.-W. (1999): Erfassung und multivariate Analyse von Laufkäferzönosen an Rohbodenufern in Franken. – Angewandte Carabidologie, Suppl. I: 115-125.

NOTTMEYER, K. & FLADE, M. (2019): Der Ziegenmelker in Deutschland verschollen? – Besprechung zu BARTHEL & KRÜGER (2018): Artenliste der Vögel Deutschlands. – Vogelwelt 138: 241-242.

OBERDORFER, E. (1977 – 1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Band 1–4 (in 5). Jena: Fischer.

OBERDORFER, E. (2001): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. 8. Auflage

OELKE, H. (1980): Empfehlungen für die Arbeit im Freiland. Quantitative Untersuchungen: Siedlungsdichte. In: BERTHOLD, P., BEZZEL, E. & THIELCKE, G. (Hrsg.): Praktische Vogelkunde. Ein Leitfaden für Feldornithologen. Greven: Kilda-Verlag: 34-45.

OTT, J. (2003): E+E Projekt „Osterrenaturierung“ - Ergebnisse und Interpretation der wissenschaftlichen Untersuchungen – Libellen. Unveröffentlichtes Manuskript.

OTT, J. (2016): Der Kalikokrebs (*Orconectes immunis*) (Hagen, 1870) – eine gravierende Bedrohung für FFH-Libellen- und Amphibien-Arten in der Rheinaue (Crustacea: Decapoda: Cambaridae). Fauna und Flora von Rheinland-Pfalz 13 (2), 495-504.

OTT, J. (2017): Erfassung der Libellenfauna (Odonata) am Glan im Jahr 2015 – mit störungsökologischen Betrachtungen. Mitteilungen der POLLICHIA 98: 91 - 104. Bad Dürkheim.

OTT, J. (2018): Invasive Krebse und ihre Wirkungen auf Libellen. Wie gewonnen, so zerronnen - erfolgreiche Ansiedlungen geschützter und gefährdeter Arten im Südwesten

- Deutschlands bedroht. Naturschutz und Landschaftsplanung 50 (02): 37-43
- OTT, J., CONZE, K. J., GÜNTHER, A., LOHR, M., MAUERSBERGER, R., ROLAND, H.-J., SUHLING, F. (2015): Rote Liste und Gesamtartenliste der Libellen Deutschlands mit Analyse der Verantwortlichkeit, dritte Fassung, Stand Anfang 2012 (Odonata). Libellula, Suppl. 14, 395-422. Bremen.
- POGUNTKE, S. (1990): Die Carabidenfauna am Ufer der Ems im Bereich naturnaher und begradigter Flussabschnitte. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Universität Münster.
- PONIATOWSKI, D. & FARTMANN, T. (2008): Massenvorkommen makropterer Roesels Beißschrecken (*Metrioptera roeseli*) im Sommer 2007. *Articulata* 23 (2): 53–56.
- PONIATOWSKI, D. & FARTMANN, T. (2010): What determines the distribution of a flightless bush-cricket (*Metrioptera brachyptera*) in a fragmented landscape? *Journal of Insect Conservation* 14: 637 – 645.
- PONIATOWSKI, D. & FARTMANN, T. (2011): Weather-driven changes in population density determine wing dimorphism in a bush-cricket species. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 145: 5–9.
- PONIATOWSKI, D., HEINZE, S. & FARTMANN, T. (2012): The role of macropters during range expansion of a wing-dimorphic insect species. *Evol. Ecol.* 26: 759–770.
- POTT, R. (1980): Die Wasser- und Sumpfvegetation eutropher Gewässer in der westfälischen Bucht - Pflanzensoziologische und hydrochemische Untersuchungen. *Abhandlungen aus dem Landesmuseum Naturkunde* 42, 2: 165 S., Münster.
- POTT, R. (1995): *Pflanzengesellschaften Deutschlands*. 2. Aufl. Ulmer Verlag, Stuttgart, UTB Ulmer: 622 S.
- POTTGIEßER, T. & SOMMERHÄUSER, M. (2004): Fließgewässertypologie Deutschlands: Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. In: STEINBERG, C., CALMANO, W., WILKEN, R.-D., & KLAPPER, H. (Hrsg.): *Handbuch der Limnologie*. 19. Erg. Lfg. 7/04. VII-2.1: 1-16 + Anhang.
- POTTGIEßER, T. & SOMMERHÄUSER, M. (2008): Aktualisierung der Steckbriefe der bundesdeutschen Fließgewässertypen (Teil A) und Ergänzung der deutschen Fließgewässertypen um typspezifische Referenzbedingungen und Bewertungsverfahren aller Qualitätselemente (Teil B)
- PREISING, E., VAHLE, H.-C., BRANDES, D., HOFMEISTER, H., TÜXEN, J. & WEBER, H. E. (1990): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens - Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften des Süßwassers. -*Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen* 20/8, Hannover: 47-161.
- PRO LIMNO (2018): Beurteilung des aktuellen Zustands der Oster (Saarland) zur Evaluierung des E+E-Projektes Oster (1993-2003). Unveröffentlichtes Manuskript. 38 S.
- RAABE, U., BÜSCHER, D., FASEL, P., FOERSTER, E., GÖTTE, R., HAEUPLER, H., JAGEL, A., KAPLAN, K., KEIL, P., KULBROCK, P., LOOS, G. H., NEIKES, N., SCHUMACHER, W., SUMSER, H. & VANBERG, C. (2011): Rote Liste und Artenverzeichnis der Farn- und Blütenpflanzen – Spermatophyta et Pteridophyta – in Nordrhein-Westfalen. 4. Fassung, Stand Dezember 2010. – In: LANUV NRW (Hrsg.): *Rote Liste der gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere in Nordrhein-Westfalen*, 4. Fassung, 2011 – LANUV-Fachbericht 36, Band 1, S. 49–183
- RANTA, E. & AS, S. (1982): Nonrandom colonisation of habitat islands by carabid beetles. – *Annales zoologici Fennici*, 19: 175-181.
- READING, C. J. & CLARK, R. T. (1983): Male breeding behaviour and mate acquisition in the Common toad, *Bufo bufo*. *Journal of Zoology* 201 (2): 237-246.
- REMY, D. & SCHRÖPFER, R. (2009): Renaturierung der Hase-Aue. Folgen für die

Strukturkomplexität und die Besiedlung durch Flora und Fauna. Osnabrück.

- RENNWALD, E. (2000): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde. Heft 35.800 S. Bonn-Bad Godesberg
- RISCHMANN, M. (2002): Die aktuelle Gewässergüte der Oster – Zwischenbilanz einer Erfolgsgeschichte. Vortrag am 30.10.2002 in Werschweiler, LfU Saarbrücken
- RÖBBELEN, F. (2014): Artenmonitoring Heuschrecken. Gutachten im Auftrag der Freien und Hansestadt Hamburg.
- ROHDE, S. (2005): Integrales Gewässermanagement - Erkenntnisse aus dem Rhône-Thur Projekt. Synthesebericht Gerinneaufweitungen. Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf, Anhang 4.
- SANDHALL, Å. (1987): Trollsländor i Europa. – Stenström Interpublishing, Stockholm.
- SCHEIBNER, C., ROTH, M., NEHRING, S., SCHMIEDEL, D., WILHELM, E.-G. & WINTER, S. (2015): Management-Handbuch zum Umgang mit gebietsfremden Arten in Deutschland. Naturschutz und Biologische Vielfalt 141 (2). Bonn.
- SCHIEL, F.-J. & BUCHWALD, R. (2001): Die Große Moosjungfer in Südwest-Deutschland. Konzeption, Durchführung und Ergebnisse des LIFE-Natur-Projekts für gefährdete Libellenarten am Beispiel von *Leucorrhinia pectoralis*. Natur und Landschaftsplanung 33: 274-280. Stuttgart.
- SCHINDLER, H. (1997a): Die Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen auf ausgewählte Insektengruppen in einem Teil der Osteraue. Unveröffentlichte Diplomarbeit an der Universität Kaiserslautern, 132 S.
- SCHINDLER, H. (1997b): Kleinräumige faunistische Untersuchungen über Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen auf ausgewählte Insektengruppen. Berichte des Fachgebietes Wasserbau und Wasserwirtschaft 7, Universität Kaiserslautern.
- SCHLOTSMANN, F. (2009): Populationsdynamik der Gemeinen Keiljungfer (*Gomphus vulgatissimus*) und der Kleinen Zangenlibelle (*Onychogomphus forcipatus*) im Gewässersystem der Nahe (Rheinland-Pfalz) (Anisoptera: Gomphidae). Fauna Flora Rheinland-Pfalz 11 (3): 981–998.
- SCHLÜMMANN, M., GEIGER, A., WEDDELING, K. (2011): Grasfrosch – *Rana temporaria*. In: Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens. Bielefeld.
- SCHLÜPMANN, M. (1982): Bestand, Lebensraum und Lebensweise der Erdkröte (*Bufo bufo*) im Hohenlimburger Raum (MTB 4611). In: Natur und Heimat 42 (1): 65-81.
- SCHLÜPMANN, M., MUTZ, T., KRONSHAGE, A., GEIGER, A. & HACHTEL, M. (2011): Rote Liste und Artenverzeichnis der Kriechtiere und Lurche - Reptilia et Amphibia – in Nordrhein-Westfalen, Stand September 2011. In: LANUV (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere in Nordrhein-Westfalen, 4. Fassung, 20011 – LANUV-Fachbericht 36, Band 2: 161-222
- SCHLÜPMANN, M. & KUPFER, A. (2009): Methoden der Amphibienerfassung – eine Übersicht. In: Methoden der Feldherpetologie (Hrsg.): HACHTEL, M., SCHLÜPMANN, M., THIESMEIER, B., WEDDELING, K.) Supplement 15 der Zeitschrift für Feldherpetologie.
- SCHMIDT, J., TRAUTNER, J. & MÜLLER-MOTZFELD, G. (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) Deutschlands. – In: BfN (Bundesamt Für Naturschutz) (Hrsg.): Rote Liste Gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 4: Wirbellose Tiere (Teil 2). – Naturschutz und Biologische Vielfalt 70(4): 139-204.
- SCHMIDT, P. & HACHTEL, M. (2011): Wasserfrösche – *Pelophylax esculentus*-Komplex. In: Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens (Hrsg.): Arbeitskreis Amphibien und Reptilien in Nordrhein-Westfalen in der Akademie für ökologische

Landesforschung Münster e. V.). Bielefeld.

- SCHNEIDER, T. & CASPARI, S. (2004): Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben „Oster“. Abschlussbericht Flora und Vegetation.
- SCHÖNBORN, W. (1992): Fließgewässerbiologie., Jena, Stuttgart: Gustav Fischer Verlag, 504 S.
- SCHÜLE, P., PERSOHN, M., EISINGER, D. & MAAS, S. (1997): Rote Liste der in Rheinland-Pfalz und im Saarland gefährdeten Sandlaufkäfer und Laufkäfer (Coleoptera: Cicindelidae, Carabidae). – Decheniana Beihefte **36**: 255-278.
- SEMLITSCH, R. D. (2002): Critical Elements for Biologically Based Recovery Plans of Aquatic-Breeding Amphibians. Conservation Biology 16 (3): 619-629.
- SHULSE, D. C., SEMLITSCH, R. D., TRAUTH, K. M. & GARDENER, J. E. (2012): Testing wetland features to increase amphibian reproductive success and species richness for mitigation and restoration. Ecological Applications 22 (5), 1675–1688.
- SMITH, G. R., RETTIG, J. E., MITTELBAACH, G. G., VALIULIS, J. L. & SCHAACK, S. R. (1999): The effects of fish on assemblages of amphibians in ponds: a field experiment. Freshwater Biology 41 (4): 829-837.
- SMUKALLA, R. (1994): Ökologische Effizienz von Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässern. In: Materialien Nr. 7 des Landesumweltamtes NRW. 462 S., Essen.
- SORG, M., SCHWAN, H., STENMANS, W., MÜLLER, A. (2013): Ermittlung der Biomassen flugaktiver Insekten im Naturschutzgebiet Orbroicher Bruch mit Malaise Fallen in den Jahren 1989 und 2013. Mitteilungen aus dem Entomologischen Ver. Krefeld. 2013;2013(1):1–5.
- SPANG, W. D. (1996): Die Eignung von Regenwürmern (Lumbricidae), Schnecken (Gastropoda) und Laufkäfern (Carabidae) als Indikatoren für autotypische Standortbedingungen. – Heidelberger Geographische Arbeiten 105, 236 pp.
- SPARTZ, W. & FREY, W. (1999): Morphologische Entwicklung des Gewässers, Unveröffentlichter Zwischenbericht über die Strukturgütekartierung 1997 und die 2. Vermessung des 1. Bauabschnitts 1998, Fachgebiet Wasserbau und Wasserwirtschaft, Universität Kaiserslautern.
- STADT BEVERUNGEN & PROJEKTGRUPPE WESERNIEDERUNG (1995): Abschlussbericht zum Teilvorhaben „Lake bei Würgassen“. Stadt Beverungen; Projektgruppe Weserniederung, Uni-GH Paderborn, Abt. Höxter.
- STEIN, K. (1998): Zum Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben Renaturierung der Oster. Angewandte Landschaftsökologie H. 23: 129-147. Bonn-Bad Godesberg.
- STELZIG, V. (2019): Renaturierung der Hase-Aue – Erfolgskontrolle der abgeschlossenen E+E-Vorhaben, 2. Projektphase, 2016-2018. Abschlussbericht Vegetation. – i. A. der Universität Osnabrück, FB 5 AG Ökologie.
- STEMMER, B. (2017): Bisam und Nutria als Gefahr für Großmuschelbestände. Zwei Fallbeispiele zum Rückgang von Muschelbeständen durch Fraß von Bisam (*Ondatra zibethica*) und Nutria (*Myocastor coypus*). Natur in NRW 4/17: 24-29. Recklinghausen.
- STERNBERG, K. (1995a): Populationsökologische Untersuchungen an einer Metapopulation der Hochmoor-Mosaikjungfer (*Aeshna subarctica elisabethae* Djakonov, 1922) (Odonata, Aeshnidae) im Schwarzwald. Zeitung für Ökologie und Naturschutz 4: 53-60. Jena.
- STERNBERG, K. (1995b): Regulierung und Stabilisierung von Metapopulationen bei Libellen, dargestellt am Beispiel von *Aeshna subarctica elisabethae* Djakonov, 1922 im Schwarzwald (Anisoptera, Aeshnidae). Libellula 14: 1-39. Bremen.
- STERNBERG, K. & BUCHWALD, R. (1999): Die Libellen Baden-Württembergs. Stuttgart.

- SÜDBECK, P., ANDREZKE, H., FISCHER, S., GEDEON, K., SCHIKORE, T., SCHRÖDER, K. & SUDFELDT, C. (Hrsg.) (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. – 792 S., Radolfzell.
- SÜßMILCH, G., BUCHHEIT, M., NICKLAUS, G. & SCHMIDT, U. (ORNITHOLOGISCHER BEOBACHTERING SAAR) (2008): Rote Liste Der Brutvögel Des Saarlandes (Aves). – IN: MINISTERIUM FÜR UMWELT UND DELATTINIA (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Pflanzen und Tiere des Saarlandes, Atlantenreihe Band 4: 283-306.
- TARR, T. L. & BABITT, K. J. (2002): Effects of habitat complexity and predator identity on predation of *Rana clamitans* larvae. *Amphibia-Reptilia* 23 (1), 13-20.
- TESTER, U. (2001): Zusammenhänge zwischen Lebensraumansprüchen des Laubfrosches (*Hyla a. arborea*) und dynamischen Auen. — In: KUHN, J., LAUFER, H. & PINTAR, M. (Hrsg.): Amphibien in Auen. — Zeitschrift für Feldherpetologie (Bochum) 8 (1/2): 15-20.
- THIESMEIER, B., DALBECK, L. & WEDDELING, K. (2011): Teichmolch – *Lissotriton vulgaris*. In: Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens (Hrsg.): Arbeitskreis Amphibien und Reptilien in Nordrhein-Westfalen in der Akademie für ökologische Landesforschung Münster e. V. Bielefeld.
- TRAUTNER, J. (2006): Zur Laufkäferfauna von Suhlen und Wühlstellen des Wildschweins (*Sus scrofa*) in den Naturräumen Schönbuch und Glemswald (Süddeutschland). *Angewandte Carabidologie* 7 (2006): 51–54
- TRAUTNER, J. (Hrsg.) (2017) unter Mitarbeit von BRÄUNICKE, M., FÖRTH, J., FRITZE, M.-A., GEIGENMÜLLER, L., HANNIG, K., HARRY, I., HERMANN, G., RIETZE, J. & SCHMIDT, J.: Die Laufkäfer Baden-Württembergs – Band 1: Allgemeiner Teil, Spezieller Teil I und Band 2: Spezieller Teil II, Synoptischer Teil, 848 S. - Stuttgart: Eugen Ulmer KG.
- TRAUTNER, J., FRITZE, M. A., HANNIG, K., & KAISER, M. (EDS.). (2014): Verbreitungsatlas der Laufkäfer Deutschlands. Bod-Books On Demand.
- TROCKUR, B. & DIDION, A. (2008): Rote Liste und Faunenliste der Libellen (Odonata) im Saarland, 3. Fassung. S. 485 – 498. In: Minister für Umwelt und DELATTINIA (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Pflanzen und Tiere des Saarlandes. Atlantenreihe Band 4, 571 S.
- TROCKUR, B., BOUDOT, J.-P., FICHEFET, V., GOFFART, P., OTT, J. & PROESS, R. (2010): Atlas der Libellen – Atlas des Libellules. Fauna und Flora der Großregion/Faune e Flore dans la Grande Région, Landsweiler-Reden.
- TROCKUR, B., LINGENFELDER, U. (2014): Die FFH-Libellenarten im Saarland (Insecta: Odonata). *Abhandlungen der DELATTINIA* 40, 77–136.
- TURIN, H. (2000): De Nederlandse loopkevers, verspreiding en oecologie (Coleoptera: Carabidae). *Nederlandse Fauna* 3: 1-666. Nationaal Natuurhistorisch Museum.
- TÜXEN, R. (1977): Das *Ranunculo repentis*-Agropyretum repentis, eine neu entstandene Flutrasengesellschaft an der Weser und anderen Flüssen. - Mitteilung der floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft, NF 19/20: 219-224.
- TÓTH, Z., HOI, H. & HETTYEY, A. (2011): Intraspecific variation in the egg-wrapping behaviour of female smooth newts, *Lissotriton vulgaris*. *Amphibia-Reptilia* 32 (1): 77-82.
- UMWELTBUNDESAMT (2014) (Hrsg.): Hydromorphologische Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen. Anhang 1 von „Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle“.
- UMWELTBUNDESAMT (2019): Hintergrundbelastung Stickstoff, Online unter: <https://gis.uba.de/website/depo1/>
- UNIVERSITÄT OSNABRÜCK (1999): Renaturierung der Hase-Aue – Folgen für die Strukturkomplexität und die Besiedlung durch Flora und Fauna, Erprobungs- und

- Entwicklungsvorhaben Hasetal – wissenschaftliche Begleituntersuchung, Zwischenbericht 1999.
- VAHLE, H.-C., BRANDES, D., HOFMEISTER, H., TÜXEN, J. & WEBER, H. E. (1996): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens - Ruderale Staudenfluren und Saumgesellschaften. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen 20/4, Hannover.
- VERBÜCHELN, G. (1987): Die Mähwiesen und Flutrasen der Westfälischen Bucht und des Nordsauerlandes. - Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde, 49. Jahrgang, Heft 2: 88 S. u. Anhang, Münster.
- VOLPERS, M. & VAUT, L. (2010): Rote Liste und Artenverzeichnis der Heuschrecken – Saltatoria – in Nordrhein-Westfalen. In: LANUV (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere in Nordrhein-Westfalen, 4. Fassung, 2011. LANUV-Fachbericht 36 (2): 489–501.
- VOSSMEYER, A., AHRENDT, W., BRÜHNE, M. & BÜDDING, M. (2016): Der Einfluss der Nutria auf Rohrkolben-Röhrichte. Natur in NRW 3/16: 36-40. Recklinghausen.
- WEBER, H. E. (1995): Flora von Südwest-Niedersachsen und dem benachbarten Westfalen.
- WEDDELING, K. & GEIGER, A. (2011): Erdkröte – *Bufo bufo*. In: Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens (Hrsg.): Arbeitskreis Amphibien und Reptilien in Nordrhein-Westfalen in der Akademie für ökologische Landesforschung Münster e. V.. Bielefeld.
- WILDERMUTH, H. & KÜRY, D. (2009): Libellen schützen, Libellen fördern. Leitfaden für die Naturschutzpraxis. Beiträge zum Naturschutz in der Schweiz 31. Basel.
- WILDERMUTH, H. (1994): Habitatselektion bei Libellen. Advances in Odonatology 6: 223-257. Freiburg.
- WILLIGALLA, C., SCHLOTMANN, F. & OTT, J. (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der Libellen in Rheinland-Pfalz. Hrsg.: Ministerium für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten Rheinland-Pfalz, Mainz. 62 S.
- WILMANN, O. (1978): Ökologische Pflanzensoziologie, UTB, 3. Aufl., 372 S., Heidelberg: Quelle & Meyer.
- WILMANN, O. (1984): Ökologische Pflanzensoziologie. – 3. Aufl., 372 S., Heidelberg: Quelle & Meyer.
- WINTERHOLLER, M. (2003): Rote Liste gefährdeter Libellen (Odonata) Bayerns. Bayerisches Landesamt für Umwelt (BayLfU). Augsburg.
- WOLF-STRAUB, R., BANK-SIGNON, I., DINTER, W., FOERSTER, E., KUTZELNIGG, H., LIENENBECKER, H., PATZKE, E., POTT, R., RAABE, U., RUNGE, F., SAVELSBERGH, E., SCHUMACHER, W. (1986): Rote Liste der in Nordrhein-Westfalen gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen (*Pteridophyta et Spermatophyta*). In: Rote Liste der in Nordrhein-Westfalen gefährdeten Pflanzen und Tiere, 2. Fassung, S 41-82.- Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forsten Nordrhein-Westfalen Band 4, Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster.
- WOLF-STRAUB, R., BÜSCHER, D., DIEKJOBST, H., FASEL, P., FOERSTER, E., GÖTTE, R., JAGEL, A., KAPLAN, K., KOSLOWSKI, I., KUTZELNIGG, H., RAABE, U., E., SCHUMACHER, W., VANBERG, C. (1999): Rote Liste der gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen (*Pteridophyta et Spermatophyta*) in Nordrhein-Westfalen. In: Rote Liste der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Nordrhein-Westfalen 3. Fassung, S 75-172. - LÖBF-Schriftenreihe 17, Recklinghausen.
- ZAMBRANO, L., SCHEFFER, M. & MARTINEZ-RAMOS, M. (2001): Catastrophic response of lakes to benthivorous fish introduction. Oikos 94 (2), 344-350.
- www.coesfeld.de/wirtschaft-bauen/planung/regionale-2016/berkelstadt-coesfeld/naturberkel/ (zuletzt abgerufen am 05.08.2019)

www.muensterlandzeitung.de/stadtlohn/berkel-bettwirdbreiter-1296646.html (zuletzt abgerufen am 05.08.2019)

www.umweltkarten-niedersachsen.de (zuletzt aufgerufen am 05.09.2019)