



Diana Goertzen & Frank Suhling

# Management von Gewässern zur Förderung der biologischen Vielfalt – ein Beitrag zur Umsetzung der Biodiversitätsstrategie in Städten



**Bewilligungsempfänger:**

Prof. (apl.) Dr. Frank Suhling  
Technische Universität Braunschweig  
Institut für Geoökologie  
Abteilung Landschaftsökologie und Ökosystemanalyse  
Langer Kamp 19c, 38106 Braunschweig  
Tel.: 0531 391 5915, E-Mail: f.suhling@tu-braunschweig.de

sponsored by



Deutsche  
Bundesstiftung Umwelt

[www.dbu.de](http://www.dbu.de)

---

## Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis.....	1
Abbildungsverzeichnis.....	2
Tabellenverzeichnis.....	3
Abkürzungen.....	4
1  Kurzfassung des Berichts.....	5
2  Anlass und Zielsetzung des Projekts.....	6
3  Darstellung der Arbeitsschritte und angewandten Methoden.....	7
3.1  AP1 Untersuchung der Effekte von Unterhaltungsmaßnahmen.....	7
3.1.1  Fließgewässer.....	7
3.1.2  Stillgewässer.....	10
3.1.3  Entwicklung der Libellenvorkommen in Braunschweig.....	11
3.2  AP2 Detail-Untersuchungen urbaner Einflüsse auf die Biodiversität.....	11
3.2.1  Pilotuntersuchung zu Effekten von Unterhaltungsmaßnahmen.....	11
3.2.2  Urbane Einflussfaktoren auf die Biodiversität.....	12
3.2.3  Neu-/Wiederbesiedlungsmechanismen nach Eingriffen.....	13
3.3  AP3 Entwicklung und Evaluation eines Managementkonzeptes.....	14
4  Ergebnisse und Schlussfolgerungen.....	15
4.1  AP1 Untersuchung der Effekte von Unterhaltungsmaßnahmen.....	15
4.1.1  Fließgewässer.....	15
4.1.2  Stillgewässer.....	25
4.1.3  Entwicklung der Libellenvorkommen in Braunschweig.....	28
4.2  AP2: Detail-Untersuchungen urbaner Einflüsse auf die Biodiversität.....	29
4.2.1  Pilotuntersuchung zu Unterhaltungsmaßnahmen.....	29
4.2.2  Urbane Einflussfaktoren auf die Biodiversität.....	30
4.2.3  Neu-/Wiederbesiedlungsmechanismen nach Eingriffen.....	33
4.3  AP3 Entwicklung und Evaluation eines Managementkonzeptes.....	35
4.3.1  Managementkonzept für urbane Fließgewässer.....	35
4.3.2  Leitfaden zur Umsetzung der FFH-Richtlinie in aquatischen Lebensräumen.....	39
4.3.3  Hinweise zum Management von kleinen Stillgewässern.....	39
4.3.4  Vorschläge zur Gestaltung städtischer Parkgewässer.....	40
4.3.5  Gesamtstädtisches Managementkonzept.....	40
5  Öffentlichkeitsarbeit.....	42
5.1  Publikation der Ergebnisse.....	42
5.1.1  Vorträge auf Fachtagungen.....	42
5.1.2  Publikationen in Fachzeitschriften.....	42
5.1.3  Kommunikation mit Projektpartnern.....	43
5.1.4  Weitere Öffentlichkeitsarbeit.....	43
5.2  Wer partizipiert an den Ergebnissen?.....	43
5.2.1  Behörden und Verbände.....	43
5.2.2  Studierende.....	44
5.3  Wird das Vorhaben über die Projektlaufzeit hinaus weitergeführt?.....	44
6  Diskussion und Fazit.....	45
7  Danksagung.....	47
8  Literaturangaben.....	48
8.1  Publikationen in Fachzeitschriften.....	48
8.1.1  Direkt zum Projekt.....	48
8.1.2  Im Zusammenhang mit dem Projekt.....	48
8.1.3  Zitierte Quellen.....	48
8.2  Abschlussarbeiten im Projekt.....	49
8.2.1  Dissertation.....	49
8.2.2  Studentische Abschlussarbeiten.....	49
8.3  Vorträge auf Fachtagungen.....	50
8.4  Öffentliche Vorträge.....	50
9  Anlagen / Anhang.....	51

---

## Abbildungsverzeichnis

**Abb. 1.** Karte der untersuchten Probestellen mit den zugeordneten Unterkategoriekategorien.

**Abb. 2.** Oben: Historie der Gewässerunterhaltung in Braunschweig (dunkle Farben: Hauptunterhaltungsform des jeweiligen Zeitraums; MZB = Makrozoobenthos-Erfassung). Unten: Anteile der Böschungsmahdkonzepte vor und nach der Einführung der wechselseitigen Mahd an Braunschweiger Fließgewässern.

**Abb. 3.** Zeichnung des untersuchten Abschnitts des Springbach unterhalb der A36 mit Kennzeichnung der Maßnahmen.

**Abb. 4.** Beberbach im Abschnitt BB2 im Zeitraum des Mähkorbeinsatzes (2011, links) mit schnurgeradem, ausgeräumtem Trapezprofil und im Zeitraum der Böschungsmahd (2017, rechts) mit erkennbar verfallendem Regelprofil und stehengebliebenen Pflanzen in Böschung und Sohle sowie dadurch initiiertes Tendenz zur Laufentwicklung.

**Abb. 5.** Entwicklung der Biodiversitäts- und WRRL-Bewertungsmetrics im Untersuchungszeitraum 2009-2018 am Beberbach BB2 und am Fuhsekanal FU4. Gesamt = Gesamttaxa, EPT = EPT-Taxa, Typ = gewässertypspezifische Taxa, FI = Faunaindex, AD = Score der Allgemeinen Degradation, ÖZ = Ökologische Zustandsklasse. Punkte = Wert der einzelnen Jahre, Quadrat = kumulative Werte. \* = Signifikante Veränderung,  $p < 0,05$ . Vertikale Linien: Zeitpunkt von Eingriffen: gepunktet = Räumung, gestrichelt = Umstellung der Unterhaltung, Linie mit Strichen und Punkten = Einzelmaßnahmen wie Einbau Strömungslenker. Horizontale Linien bei Biodiversität: Mittelwert über alle Probestellen, bei WRRL-Metrics: guter Zustand (AD, ÖZ) bzw. Übergang vom negativen zum positiven Bereich (FI).

**Abb. 6. Oben:** Abschnitt des Fuhsekanals FU3 mit beidseitiger Böschungsmahd (2011, links) und nach Umstellung auf wechselseitige Mahd (2018, rechts) mit erkennbarer eigendynamischer Laufentwicklung und Veränderung der Böschungsvegetation. **Unten:** Abschnitt des Grabens Querums GQ mit beidseitiger Böschungsmahd (2011, links) und nach Umstellung auf wechselseitige Mahd (2016, rechts) mit einseitig erhaltenem Schilfbestand und fehlender Laufentwicklung.

**Abb. 7.** Entwicklung der Biodiversitäts- und WRRL-Bewertungsmetrics im Untersuchungszeitraum 2009-2018 am Fuhsekanal FU3 und am Graben Querum. Erläuterungen s. Abb. 5.

**Abb. 8.** Entwicklung der Biodiversitäts- und WRRL-Bewertungsmetrics im Untersuchungszeitraum 2009-2018 an der Oker O9 und Mittelriede MR 1. Erläuterungen s. Abb. 5.

**Abb. 9.** Entwicklung der Biodiversitäts- und WRRL-Bewertungsmetrics im Untersuchungszeitraum 2009-2018 am Graben Lagesbüttel-Harxbüttel GLH2 und an der Wabe W1. Erläuterungen s. Abb. 5.

**Abb. 10.** Entwicklung der Biodiversitäts- und WRRL-Bewertungsmetrics im Untersuchungszeitraum 2009-2018 an der Oker O2. Erläuterungen s. Abb. 5.

**Abb. 11.** Veränderung der relativen Vorkommen einiger Libellenarten in Braunschweig. Dargestellt ist die Stetigkeit des Vorkommens in 4-Jahresperioden: mit zunehmender Dunkelfärbung ist die Stetigkeit größer (weiß: kein Vorkommen, dunkelgrün: Vorkommen in jedem Jahr der 4-Jahresperiode).

**Abb. 12.** Effekte von Unterhaltungsmaßnahmen am Springbach. Dargestellt sind die mittlere Anzahl von Taxa (oben) und die mittlere Individuendichte (jeweils  $\pm$  SD) in den vier Abschnitten des Springbachs vor und nach der Unterhaltungsmaßnahme; der Pfeil gibt die Fließrichtung an.

**Abb. 13.** Einflussfaktoren auf die Biodiversität in Braunschweiger Fließgewässern. Die mittlere Box enthält die mit der Hauptkomponentenanalyse ermittelten Wirkfaktoren (Goertzen & Eggers 2017). EW: Eigenwert, Var: Anteil der erklärten Varianz. Die linken/rechten Boxen zeigen signifikante positive/negative Korrelationen mit den Biodiversitätsmetrics.  $\rho$  – Korrelationskoeffizient (Spearman's rho), Signifikanzniveau: \*\*\*  $p < 0,001$ , \*\*  $p < 0,01$ , \*  $p < 0,05$ .

**Abb. 14.** Mittlere Anzahl Libellenimagines pro Transekt an unterschiedlichen Uferstrukturen von Parkteichen in Dortmund. Beschriftung X-Achse: Kürzel der Teichnamen mit laufender Nummer des jeweiligen Transekttyps (Westfalenpark: BG großer Buschmühlenteich, BK kleiner Buschmühlenteich, KH Kaiserhainteich; RW Revierpark Wischlingen). Die Zahlen über den Transekten „ohne Mahd“ geben die maximale Vegetationshöhe [cm] an.

**Abb. 15.** Anzahl gefährdeter (nach RL D und RL NDS; rot) und gewässertypspezifischer Taxa (blau) vor (alt) und nach Anlage eines neuen Laufs (neu) im Reitlingsgraben (RG) und in der Wabe (W1).

**Abb. 16.** Zusammensetzung der Artengemeinschaften vor (alt) und nach Anlage eines neuen Laufs (neu) im Reitlingsgraben (RG) und in der Wabe (W1).

**Abb. 17.** Veränderung der Libellenfauna im Frühjahrsaspekt zweier benachbarter Teiche im Klei: eines 2017 geräumten Teiches und eines seit mindestens 12 Jahren nicht behandelten Teiches. Dargestellt sind die kumulierten %-Anteile der häufigsten Arten; die seltenen sind zusammengefasst. Die Zahlen oben beschreiben die mittlere Anzahl Larven pro Kescherzug.

**Abb. 18:** Empfehlung für ein gesamtstädtisches, mehrskaliges Gewässermanagementkonzept, das sowohl auf lokaler als auch auf großräumiger Landschaftsebene ansetzt, um eine ganzheitliche Förderung der aquatischen Biodiversität zu bewirken. Das Konzept wurde entwickelt zur Förderung der Libellendiversität in urbanen Räumen mit Fokus auf kleine Stillgewässer.

**Abb. A1.** Ergebnisse von Regressionsanalysen für den Artenreichtum (Gesamttaxa; horizontale, gestrichelte Linie: Mittelwert aller Probestellen) in den verschiedenen Unterkategoriekategorien (rot). Dargestellt sind zudem die Regressionsgeraden der einzelnen Probestellen. Schwarz: signifikante Veränderung ( $p < 0,05$ ), grau: nicht signifikant.

**Abb. A2.** Ergebnisse von Regressionsanalysen für den Artenreichtum der EPT-Taxa (horizontale, gestrichelte Linie: Mittelwert aller Probestellen) in den verschiedenen Unterkategoriekategorien (rot). Dargestellt sind zudem die Regressionsgeraden der einzelnen Probestellen. Schwarz: signifikante Veränderung ( $p < 0,05$ ), grau: nicht signifikant.

---

**Abb. A3.** Ergebnisse von Regressionsanalysen für den Artenreichtum der gewässertypspezifischen Taxa (horizontale, gestrichelte Linie: Mittelwert aller Probestellen) in den verschiedenen Unterhaltungskategorien (rot). Dargestellt sind zudem die Regressionsgeraden der einzelnen Probestellen. Schwarz: signifikante Veränderung ( $p < 0,05$ ), grau: nicht signifikant.

**Abb. A4.** Ergebnisse von Regressionsanalysen für den WRRL-Metric Faunaindex (horizontale, gestrichelte Linie: Übergang vom negativen zum positiven Bereich) in den verschiedenen Unterhaltungskategorien (rot). Dargestellt sind zudem die Regressionsgeraden der einzelnen Probestellen. Schwarz: signifikante Veränderung ( $p < 0,05$ ), grau: nicht signifikant.

**Abb. A5.** Ergebnisse von Regressionsanalysen für den WRRL-Metric Score der Allgemeinen Degradation (horizontale, gestrichelte Linie: guter Zustand) in den verschiedenen Unterhaltungskategorien (rot). Dargestellt sind zudem die Regressionsgeraden der einzelnen Probestellen. Schwarz: signifikante Veränderung ( $p < 0,05$ ), grau: nicht signifikant.

**Abb. A6.** Ergebnisse von Regressionsanalysen für den WRRL-Metric Ökologische Zustandsklasse (horizontale, gestrichelte Linie: guter Zustand) in den verschiedenen Unterhaltungskategorien (rot). Dargestellt sind zudem die Regressionsgeraden der einzelnen Probestellen. Schwarz: signifikante Veränderung ( $p < 0,05$ ), grau: nicht signifikant.

**Abb. A7.** Ordinationsplots basierend auf DCAs für Libellen, Schnecken und Wasserpflanzen ohne Röhricht. Für die Analyse wurden hier jeweils Arten nicht berücksichtigt, die in weniger als drei Teichen auftraten. Links jeweils die Ordination der Teiche (Bezeichnungen sind die IDs), rechts die der Arten. Die Abkürzungen der Artnamen sind in den Tabellen A3-A5 im Anhang erläutert.

**Abb. A8.** Datenblatt (links) und Maßnahmenvorschläge (rechts) für FFH-Arten am Beispiel von *Ophiogomphus cecilia* aus Dalle (2019).

## Tabellenverzeichnis

**Tab. 1.** Signifikante Veränderungen von Biodiversitäts- und WRRL-Bewertungsmetrics im Untersuchungszeitraum 2009-2018 zusammengefasst für die Unterhaltungskategorien. Signifikanzniveaus: \*\*\*  $< p = 0,001$  < \*\*  $< p = 0,01$  < \*  $< p = 0,05$  < ()  $< p = 0,08$ .

**Tab. 2.** Anteil Probestellen mit signifikanten Veränderungen von Biodiversitäts- und WRRL-Bewertungsmetrics im Untersuchungszeitraum 2009-2018 in den Unterhaltungskategorien.

**Tab. 3.** Artenzahlen der drei Organismengruppen in den untersuchten Teichen und Angaben zur Häufigkeit von Arten.

**Tab. 4.** Gesamt-Artenzahlen der drei untersuchten Organismengruppen in den drei Managementvarianten der Teiche sowie Median (Min.-Max.) der Artenzahlen. Die Gesamtzahl entspricht der  $\gamma$ -Diversität, der Median der mittleren  $\alpha$ -Diversität der Varianten. Unterschiede in den Artenzahlen der Teiche zwischen den Typen wurden mit Kruskal-Wallis Tests untersucht.

**Tab. 5.** Ergebnisse von PERMANOVAs (Bray-Curtis-Ähnlichkeiten) zur Analyse der Ähnlichkeit der Lebensgemeinschaften der drei Organismengruppen zwischen den Unterhaltungstypen.

**Tab. 6.** Korrelationskoeffizienten von Spearman Rang Korrelationen von 15 Umweltparametern mit den Scores der DCA-Achsen 1 und 2 basierend auf der Abundanz der taxonomischen Gruppen: signifikante Korrelationskoeffizienten in fett.

**Tab. 7.** Übersicht über die angepeilten Meilensteine im Projekt. + erreicht, (+) teilweise erreicht, siehe Text.

**Tab. A1.** Übersicht der untersuchten Probestellen mit Beschreibung und Kategorisierung der Gewässerunterhaltung im Untersuchungszeitraum 2009-2018. Maßnahmenkategorie: Jahreszahl = Jahr der Maßnahme, A = Ausgangszustand, a = aktuell angewendet, d = durchgängig angewendet; x = zugeordnete Unterhaltungskategorie.

**Tab. A2.** Signifikante Veränderungen von Biodiversitäts- und WRRL-Bewertungsmetrics im Untersuchungszeitraum 2009-2018 an den einzelnen Probestellen. += Verbesserung, -= Verschlechterung.

**Tab. A3.** Liste der während der Teichuntersuchung (Kap. 5.1.2.) gefundenen Libellenarten, ihre Prävalenz in den drei Teichtypen sowie ihre Gesamthäufigkeit (Anzahl Teiche mit Vorkommen).

**Tab. A4.** Liste der während der Teichuntersuchung (Kap. 5.1.2.) gefundenen Schneckenarten, ihre Prävalenz in den drei Teichtypen sowie ihre Gesamthäufigkeit (Anzahl Teiche mit Vorkommen).

**Tab. A5.** Liste der während der Teichuntersuchung (Kap. 5.1.2.) gefundenen Arten der Wasser- und Sumpfpflanzen, ihre Prävalenz in den drei Teichtypen sowie ihre Gesamthäufigkeit (Anzahl Teiche mit Vorkommen).

**Tab. A6.** Eigenwerte der ersten beiden Achsen der DCAs (s. Abb. A7).

---

## **Abkürzungen**

AD: Allgemeine Degradation (Metric)

AP 1-3: Arbeitspakete 1-3

BUND: Bund für Umwelt- und Naturschutz Deutschland

DG: Diana Goertzen

EPT: Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera; Eintags-, Stein- und Köcherfliegen

FFH: Fauna-Flora-Habitat Richtlinie der EU

FS: Frank Suhling

fun: Förderkreis Natur- und Umweltschutz Hondelage (Projektpartner)

MZB: Makrozoobenthos

NLWKN: Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz

ÖZ: Ökologischer Zustand (Metric)

SE|BS: Stadtentwässerung Braunschweig (Projektpartner)

UNB: Untere Naturschutzbehörde (Braunschweig)

UWB: Untere Wasserbehörde (Braunschweig)

WRRL: Wasserrahmenrichtlinie

---

## 1 Kurzfassung des Berichts

Der Anlass des Projektes war die Hypothese, dass optimierte Gewässerunterhaltung einen Schlüsselfaktor zur Förderung der Biodiversität und des Naturschutzpotentials von urbanen Gewässern darstellt. Unser primärer Ansatz war es, dafür Freilanddaten zur Biodiversität von aquatischen Organismen in Fließ- und Stillgewässern in Braunschweig in Zusammenhang mit ihrer Managementgeschichte auszuwerten. Für Fließgewässer standen für diese Auswertung seit 2009 regelmäßig erfasste Makrozoobenthos-Daten aus fortlaufenden Untersuchungen an etwa 60 Probestellen zur Verfügung. Das primäre wissenschaftliche Ziel des Projektes war die Untersuchung der Auswirkungen von Unterhaltungsmaßnahmen an städtischen Gewässern auf die Biodiversität. Analysiert wurde dabei die Entwicklung mit besonderem Fokus auf den Artenreichtum und die Bewertung nach dem Wasser-rahmenrichtlinie-Verfahren Perlopes sowie auf Arten mit naturschutzfachlicher Bedeutung. Ein wichtiges Praxis-Ziel war die Empfehlung von Unterhaltungs- und Managementkonzepten, mit denen die ökologische Verbesserung städtischer Gewässer gefördert werden kann, insbesondere die Erhöhung der Biodiversität.

Unser Projekt umfasste drei Arbeitspakete (AP), in denen wir Fließ- und Stillgewässer jeweils getrennt betrachtet haben. AP1 hatte zum Ziel Auswirkungen von Unterhaltungsmaßnahmen auf Süßwasserorganismen zu untersuchen. Für Fließgewässer nutzten wir die langjährigen Makrozoobenthos-Daten und konnten für 46 Probestellen die Unterhaltungshistorie recherchieren. Für Stillgewässer nutzten wir v.a. im Projektzeitraum erhobene Datensätze zum Vorkommen von Libellenlarven, Schnecken und Wasserpflanzen in 37 unterschiedlich unterhaltenen Braunschweiger Stillgewässern (Kooperation mit *fun*). Die Daten wurden mittels statistischer Verfahren (Regressionsanalysen, multivariate Methoden) analysiert. AP2 sollte das Verständnis von urbanen Einflussfaktoren auf die Diversität von Makrozoobenthoszönosen vertiefen. Es umfasste drei Themen: (1) Effekte von Unterhaltungsmaßnahmen (experimentelle Feldstudie, Kooperation mit SE|BS), (2) Effekte von urbanen Einflussfaktoren wie Sohl- und Uferverbau und (3) Neu- und Wiederbesiedlung von Gewässern nach Eingriffen. In AP3 wurde eine Synthese aller Ergebnisse durchgeführt, auf deren Basis Vorschläge und Leitfäden zur Gewässerunterhaltung entwickelt werden sollten. Bewertet wurde die ökologische Verbesserung im Sinne der Erhöhung des Artenreichtums und der Förderung naturschutzfachlich bedeutsamer Arten.

Bei Fließgewässern stellten wir über den zehnjährigen Untersuchungszeitraum eine sehr positive Entwicklung der Biodiversität und in geringerem Maße auch des ökologischen Zustands fest. Wir konnten Zusammenhänge dieser Entwicklung mit der Extensivierung der Unterhaltung nachweisen. Als Haupteinflussfaktoren identifizierten wir die Strömung, die aquatische Vegetation sowie das Vorkommen von Feinsediment. Daraus leiteten wir ab, dass Gewässerunterhaltung auf die Förderung guter Strömungseigenschaften, eine Verhinderung von großflächigen Feinsedimentablagerungen sowie die Ausprägung einer gewässertypischen Vegetation abzielen sollte. Daraus ergibt sich, dass eine Förderung des eigendynamischen Entwicklungspotenzials im Fokus stehen sollte, da unter dieser Gegebenheit die Verbesserungen besonders umfangreich waren und auch den ökologischen Zustand umfassten. Hinsichtlich der angewendeten Maßnahmen stellten wir bei regelmäßigen Eingriffen in Sohle und Submersvegetation als einzige Unterhaltungsform Verschlechterungen fest. Bei der Böschungsmahd zeigte die Umstellung auf wechselseitige Mahd positive Effekte. Auch bei einer ausschließlichen Bedarfsunterhaltung stellten sich oft Verbesserungen ein. Bei Revitalisierungen waren die Entwicklungen sehr variabel. Für Stillgewässermanagement scheint Beweidung einen Vorteil gegenüber Räumung zu haben, um die natürliche Sukzession der Zönosen zu unterbrechen. Die Beweidung wirkt vor allem bei Schnecken und Wasserpflanzen nachhaltiger. Allerdings führten aktuelle Beweidungssysteme immer zu einer Artenarmut in den jeweiligen Gewässern – positive Effekte ergeben sich erst mit wechselnder Beweidung von Gewässern in einem größeren Gewässerkomplex, dann auch für den Artenreichtum von Libellen.

Als Fazit lässt sich sagen, dass eine extensive Gewässerunterhaltung geeignet ist, um eine ökologische Verbesserung urbaner Fließgewässer zu bewirken, v.a. in Hinblick auf die Erhöhung der Artenvielfalt. Insbesondere eine wechselseitige Böschungsmahd kann, sofern das Abflussprofil ausreichend ist, als geeignete Unterhaltungsmaßnahme empfohlen werden. Für die Anwendung von Beweidung bei Stillgewässern ist es notwendig im Rahmen von Gewässerkomplexen zu managen. Zur exakten Anwendung der Beweidung ist weitere Forschung nötig. Unsere gewählten Methoden erwiesen sich als sinnvoll; wir konnten unsere Projektziele zum größten Teil erreichen. Allerdings haben wir kein in sich geschlossenes Managementkonzept vorgelegt, da individuelle Gegebenheiten an den einzelnen Gewässern verallgemeinernde Ergebnisse im Sinne eines auf alles anwendbaren Leitfadens nicht möglich machten. Daneben war der Zeitrahmen für ein Managementkonzept wohl auch zu eng gefasst. Ein wichtiger Bestandteil des Projektes war die gute Kooperation mit unseren Projektpartnern SE|BS und *fun* sowie mit den beteiligten städtischen Behörden und das Einbinden von Studierenden, die ergänzende Fragestellungen als Abschlussarbeiten bearbeiteten. Aus dem Projekt haben sich weitere, neue Projektideen ergeben, die in Zukunft weiter verfolgt werden sollen.

---

## 2 Anlass und Zielsetzung des Projekts

Der Anlass unseres Projektes war die Hypothese, dass eine optimierte Gewässerunterhaltung einen Schlüsselfaktor zur Förderung der Biodiversität und des Naturschutzpotentials von urbanen Gewässern darstellt. Unser primärer Ansatz war es, mit dem Hintergrund dieser Hypothese Freilanddaten zur Biodiversität von aquatischen Makroinvertebraten in Fließ- und Stillgewässern in Braunschweig zu erheben bzw. schon vorhandene Freilanddaten aus Fließgewässern auszuwerten. Der Hintergrund war hier, dass schon über mehrere Jahre vor Projektbeginn Freilanddaten aus den ca. 50 Braunschweiger Fließgewässer-Probestellen – mit unterschiedlicher Managementgeschichte – erhoben wurden und diese Erfassung auch während und nach Ende des Projektes weiterlaufen würde. Die erhobenen Daten erschienen exzellent geeignet, um Analysen von Änderungen der Biodiversität über längere Zeiträume zu ermöglichen. Analysiert wurde dabei die Entwicklung des Artenreichtums von Makrozoobenthos-Arten sowie von Arten mit naturschutzfachlicher Bedeutung. Zudem haben wir Änderungen von Metrics des Bewertungssystems Perloides der Wasserrahmenrichtlinie verwendet. Die Perspektive unseres Projektes war ein nachhaltiges, praxisnahes und anwendbares Managementkonzept für urbane Gewässer. Dies wollen wir insbesondere durch die Verknüpfung von Erkenntnissen wissenschaftlicher Forschung mit den praktischen Anforderungen von Kommunen ermöglichen.

Die Ziele des Projektes können folgendermaßen zusammengefasst werden:

- Das primäre wissenschaftliche Ziel des Projektes war die Untersuchung der Auswirkungen von Unterhaltungsmaßnahmen an städtischen Gewässern auf die Biodiversität. Es sollten durch Vergleichsuntersuchungen konkrete Daten dazu erhoben werden, welche Pflegemaßnahmen sich wie auf Artenreichtum und Vorkommen gefährdeter bzw. geschützter Arten auswirken. Dazu waren zwei Arbeitspakete vorgesehen (AP1 und AP2).
- Ein wichtiges Praxis-Ziel war die Empfehlung von Unterhaltungs- und Managementkonzepten, mit dem die Biodiversität und gleichzeitig die Ökosystemleistungen städtischer Gewässer gefördert werden können (AP3). Diese Konzepte sollten während eines Workshops mit potentiellen Nutzern diskutiert und in Form eines Leitfadens publiziert werden.
- Das übergeordnete Ziel war es, mit unserem Projekt einen Grundstein dafür zu legen Kommunen bei der Erhaltung der lokalen biologischen Vielfalt zu unterstützen und damit zum Erreichen der Ziele der nationalen Biodiversitätsstrategie sowie der Wasserrahmen- und FFH-Richtlinie im urbanen Raum beizutragen.

Wir arbeiteten in unserem Projekt in erster Linie mit zwei Leitbildern bzw. Zielen, die v.a. durch Verbesserung der Biotopstrukturen und Optimierung der störenden Eingriffe an den Gewässersystemen durch angepasste Gewässerunterhaltung erreicht werden sollen:

- Erhöhung der Artenvielfalt von urbanen und suburbanen Still- und Fließgewässern im Sinne der gesamtstädtischen (gamma-) Diversität. Dies soll im Einklang mit der WRRL, also der Verbesserung des ökologischen Zustandes/Potenzials geschehen.
- Verbesserung der Situation für geschützte und gefährdete Arten in städtischen Gewässern mit dem Ziel reproduzierende Population zu erhalten, zu fördern und gegebenenfalls anzusiedeln. Im Fokus standen v.a. zwei in Braunschweig vorkommende FFH-Libellenarten: *Ophiogomphus cecilia* ist eine typische Art der Fließgewässer auch im urbanen Bereich, *Leucorrhinia pectoralis* ist aktuell auf suburbane Teichkomplexe beschränkt.

Unser Projekt umfasste drei Arbeitspakete, mit einem Schwerpunkt auf dem ersten Paket. Die Methoden, Ergebnisse und Folgerungen aus den drei APs werden im Folgende zusammengefasst. Separate Publikationen zu einzelnen Aspekten werden noch folgen.

---

### 3 Darstellung der Arbeitsschritte und angewandten Methoden

#### 3.1 AP1 Untersuchung der Effekte von Unterhaltungsmaßnahmen

##### 3.1.1 Fließgewässer

###### Untersuchungsgewässer und Probestellen

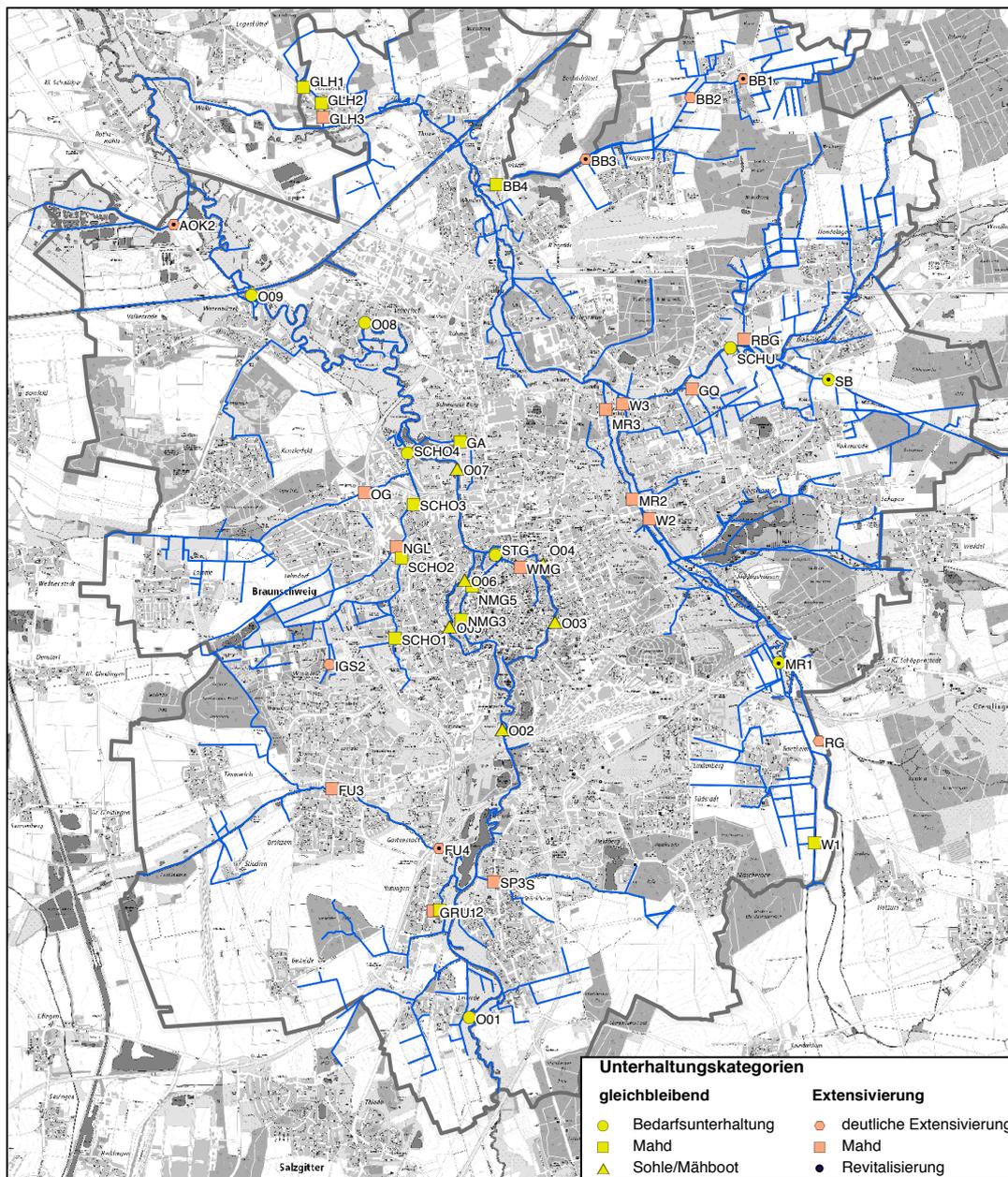
Untersucht wurden kleine bis mittelgroße Fließgewässer in der Stadt Braunschweig, die als Regenwasservorfluter genutzt werden (Abb. 1). Die Probestellen umfassten ein weites Spektrum an unterschiedlich stark urban geprägten Gewässern, die sich in wesentlichen Eigenschaften wie Größe, Lage im Stadtgebiet, Natürlichkeitsgrad, Strömungsgeschwindigkeit und Vegetation unterscheiden. Das Spektrum reicht u.a. von kleinen, vegetationsreichen, temporären Gräben über langsam fließende, teils verbaute, schlammige, vegetationsarme Gräben bis hin zu gut durchströmten Gewässern mit sandig-kiesiger Sohle und fließgewässertypischen Strukturen (Übersicht in Goertzen & Eggers 2017). Diese unterschiedlichen Eigenschaften und Faktoren beeinflussen neben der Unterhaltung die Biodiversität und die Artenzusammensetzung der Gewässer (Goertzen & Eggers 2017).

###### Erfassung des Makrozoobenthos

Im Jahr 2009 begann die quartalsweise Erfassung von Makrozoobenthos für die Bestimmung des Saprobienindex auf Basis von Makrosaprobien (DIN 38410). Für 56 Probestellen liegen regelmäßige Daten seit 2009 bzw. 2011/12 bis 2018 vor. Seit 2013 wurden an ausgewählten Probestellen im dreijährigen Rhythmus zudem Proben nach dem Perloides-Verfahren (Meier et al. 2006) genommen. Die Probennahme erfolgte gemäß den jeweiligen Verfahrensvorgaben. Die Organismen wurden mit einem Wasserkescher gefangen, vor Ort aussortiert und im Labor mit der empfohlenen Bestimmungsliteratur bestimmt (vgl. Mauch 2006). Die Taxalisten für jede Probestelle und jeden Erfassungstermin wurden sukzessive in einer Datentabelle gespeichert, dabei wurde die ermittelte Abundanz der Taxa standardisiert (Anzahl Individuen pro Quadratmeter).

Die Datenaufnahme war nicht *a priori* als Monitoring der Makrozoobenthospopulationen konzipiert, sondern diente der Kontrolle der Gewässergüte. Dies muss bei der Interpretation der Resultate berücksichtigt werden. Insbesondere bei der Probenahme nach DIN war vermutlich die Anzahl der Proben pro Termin zu gering für ein quantitatives Monitoring. Um methodische und phänologische Schwankungen auszugleichen sowie zur besseren Integration der nach dem Perloides-Verfahren erfassten Daten wurden alle Datensätze im Folgenden für jedes Jahr zusammengefasst betrachtet, um daraus eine Veränderung der Lebensgemeinschaften über die Zeit ableiten zu können. Dabei wurde die maximale Abundanz jedes Taxons pro Jahr verwendet. Durch die hohe zeitliche Dichte und Regelmäßigkeit der Beprobung kann angenommen werden, dass an allen Probestellen ein repräsentatives, aber nicht immer vollständiges Artenspektrum erfasst wurde.

Für schwer determinierbare Taxa oder für Taxa, bei denen sich über die Jahre das Bestimmungsniveau veränderte, etwa durch neue Bestimmungsschlüssel, wurde für die Auswertung das jeweils übergeordnete Taxon verwendet, um durch variierende Bestimmungsniveaus bedingte Schwankungen der Taxazahl zu vermeiden. Dies führt auch zu einer leichten Reduzierung der tatsächlich erfassten Taxazahl.

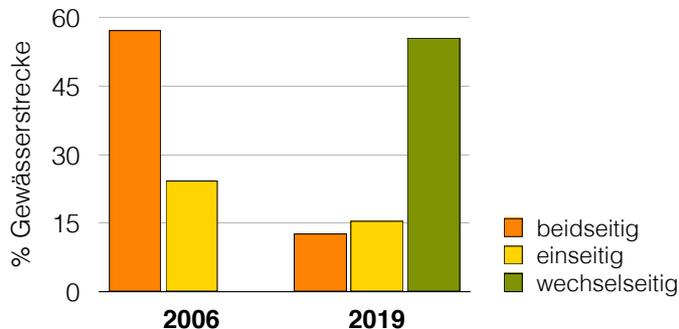


**Abb. 1.** Karte der untersuchten Probestellen mit den zugeordneten Unterhaltungskategorien.

## Unterhaltungsdaten

Für 46 langjährige Probestellen konnten wir die Unterhaltungshistorie durch Recherchen in den Aufzeichnungen und Rechnungsarchiven der Stadtentwässerung Braunschweig (SE|BS) und des Unterhaltungsverbandes Schunter sowie durch Gespräche mit zuständigen Personen rekonstruieren (Tab. A1). Dabei stellte sich für die Stadt Braunschweig ein genereller, langfristiger Trend zur Extensivierung der Gewässerunterhaltung heraus: Bis in die 1990er Jahre wurden großflächig beidseitige Böschungs- und Gewässerbettmahd inklusive Entkräutungen der Gewässersohle durchgeführt. Anfang der 2000er Jahre wurden diese zunehmend reduziert und durch eine beidseitige Böschungsmahd (ohne Entkräutungen) abgelöst. Zudem fanden zunehmend Revitalisierungsmaßnahmen statt. Im Jahr 2012 wurde die Böschungsmahd an vielen Gewässerabschnitten weiter extensiviert und die beidseitige, teils auch einseitige Mahd auf eine wechselseitige Mahd umgestellt (Abb. 2).

Unterhaltung		1994	2004	2012
Sohle				
Mahd	beidseitig			
	einseitig			
	wechselseitig			
MZB-Daten				



**Abb. 2.** Oben: Historie der Gewässerunterhaltung in Braunschweig (dunkle Farben: Hauptunterhaltungsform des jeweiligen Zeitraums; MZB = Makrozoobenthos-Erfassung). Unten: Anteile der Böschungsmahdkonzepte vor und nach der Einführung der wechselseitigen Mahd an Braunschweiger Fließgewässern.

An den untersuchten Probestellen wurden zwischen 2009 und 2018 Unterhaltungsmaßnahmen aus vier Maßnahmenkategorien angewendet (Tab. A1):

- Unterhaltung mit Eingriff in die Gewässersohle oder Submersvegetation (Räumung, Gewässerbettmahd, Mähkorb- oder Mähbooteinsatz),
- Böschungsmahd (beid-, ein- oder wechselseitig, ein- bis zweimal pro Jahr im Herbst, zusätzlich Sommer),
- Bedarfsunterhaltung (z.B. Gehölzpflege, Treibgutbeseitigung, Handmahd nach Bedarf, einmalige Maßnahmen wie Ufersicherung) und
- einmalige, umfangreiche Revitalisierungsmaßnahmen (z.B. Neuanlage oder Umgestaltung des Gewässerlaufs und Einbau von Strukturen wie Totholz).

An 25 Probestellen blieb die Unterhaltung im Untersuchungszeitraum gleich, an 21 Probestellen fand eine Extensivierung der Unterhaltung statt. So konnten wir fünf unterschiedliche Unterhaltungskategorien ableiten (Tab. A1):

- *gleichbleibend Sohle*; umfasst den Mähbooteinsatz auf der Oker in der Innenstadt (6 Probestellen),
- *gleichbleibend Mahd*; umfasst ein- bis zweimalige, ein- oder beidseitige Mahd an unterschiedlichen Abschnitten kleinerer bis größerer Gewässer (11 Probestellen),
- *gleichbleibend Bedarfsunterhaltung*; umfasst Gewässerabschnitte an Oker und Schunter am Stadtrand (4 Probestellen), Gewässerabschnitte nach Revitalisierungsmaßnahmen in den Jahren 2006 und 2009 (2 Probestellen) sowie zwei weitere (8 Probestellen),
- *Mahdextensivierung*; umfasst Umstellung innerhalb einer Maßnahmenkategorie, konkret von einmalig beidseitiger (11 Probestellen) oder zweimalig ein-/beidseitiger Mahd (3 Probestellen) auf wechselseitige Böschungsmahd im Jahr 2012 an unterschiedlichen Abschnitten kleiner bis mittelgroßer Gewässer (14 Probestellen),
- *deutliche Extensivierung*; umfasste die Umstellung mit Wechsel der Maßnahmenkategorie, konkret von Sohle zu Böschungsmahd (2 Probestellen), von Sohle zu Bedarfsunterhaltung (2) und von Böschungsmahd zu Bedarfsunterhaltung (3) (insgesamt 7 Probestellen). An vier dieser Probestellen fanden zwischen 2013 und 2016 Revitalisierungsmaßnahmen statt, nach denen nur noch eine Bedarfsunterhaltung durchgeführt wurde.

## Datenanalyse

Anhand der Datentabelle mit den jahresweise aufbereiteten Taxalisten bzw. mit Hilfe der Software Asterics (Version 4.0.4) wurden für alle Probestellen pro Jahr verschiedene Metrics berechnet, die wir

---

als Proxies für die Veränderung der Artenvielfalt und des ökologischen Zustandes über die Zeit verwendet haben. Zur Beschreibung der Biodiversität verwendeten wir folgende Metrics:

- Anzahl aller nachgewiesener Taxa (Gesamttaxa).
- Anzahl der Taxa der Eintags-, Stein- und Köcherfliegen (EPT-Taxa).
- Anzahl der gewässertypspezifischen Taxa für die LAWA-Fließgewässertypen 14/15/18 (Typ-Taxa; vgl. Pottgießer & Sommerhäuser 2008).

Für die Bewertung des ökologischen Zustands berechneten wir folgende Metrics:

- Faunaindex (FI; Bewertung der hydromorphologischen Degradation anhand Makrozoobenthos),
- Score der Allgemeinen Degradation (AD; zusammenfassende Bewertung der Auswirkungen verschiedener Stressoren; die Berechnung erfolgt abhängig vom Gewässertyp anhand verschiedener Core-Metrics, u.a. Faunaindex und Anzahl Köcherfliegenarten),
- Ökologische Zustandsklasse (ÖZ; ergibt sich bei den vorliegenden Gewässertypen aus den Bewertungsergebnissen der Module Allgemeine Degradation und Saprobie).

Um Veränderungen der Metrics über den Untersuchungszeitraum zu untersuchen, haben wir für jede Probestelle lineare Regressionsanalysen mit der Software R durchgeführt. Um zu überprüfen, ob es einen Zusammenhang zwischen Veränderungen der Metrics und den Unterhaltungskategorien gibt, haben wir zum einen die Regressionsanalyse ebenfalls für die unterschiedlichen Unterhaltungskategorien durchgeführt. Zum anderen haben wir für alle Metrics den prozentualen Anteil an Probestellen mit signifikanten Veränderungen pro Unterhaltungskategorie berechnet. Darauf basierend haben wir verglichen, wie häufig in den unterschiedlichen Unterhaltungskategorien signifikante Veränderungen auftraten.

Um konkrete Auswirkungen der Gewässerunterhaltung nachvollziehen und typische Entwicklungen sowie Ausreißer innerhalb der Unterhaltungskategorien erklären zu können, haben wir Einzelfallbetrachtungen durchgeführt und die zeitlichen Entwicklungen der oben beschriebenen Metrics, ergänzt um die kumulative Gesamttaxazahl, für alle Probestellen geplottet, die Zeitpunkte von Eingriffen und Unterhaltungsänderungen eingezeichnet und die Kurven auf Veränderungen nach diesen Zeitpunkten untersucht.

Ergänzend zu diesen Analysen wurde im Rahmen einer Bachelorarbeit (Quast 2019) für alle untersuchten Probestellen die alpha-, beta- und gamma-Diversität berechnet und damit zeitlich-räumliche Muster der Makrozoobenthosdiversität analysiert.

### **3.1.2 Stillgewässer**

Unsere Arbeits-Hypothese war, dass extensive Beweidung das Problem der sehr schnell ablaufenden Sukzession in kleinen Stillgewässern (s. 5.2.3) effizient und kostengünstig (im Vergleich zu maschinellen Pflegemaßnahmen) unterbrechen könnte. Wir untersuchten die Frage, inwieweit unterschiedliche Unterhaltungsmethoden und insbesondere Beweidung Effekte auf die Zusammensetzung von Lebensgemeinschaften ausüben könnte. Wir haben dafür Teiche unterschiedlicher Sukzessionsstadien und Unterhaltungsmethoden miteinander verglichen. Wir haben drei Organismengruppen untersucht, bei denen wir davon ausgegangen sind, dass sie sich insbesondere in ihrer Ausbreitungsfähigkeit unterscheiden (s. 4.1): Libellen (hohe Mobilität durch flugfähige Adulte), Wasser- und Sumpfpflanzen (teilweise eingeschränkte Mobilität über passiven Transport, z.B. Wind) und Süßwasserschnecken (sehr geringe Mobilität, Transport evtl. durch Wasservögel, Menschen).

---

Die ersten Arbeiten hierzu wurden 2018 im Rahmen einer Masterarbeit durchgeführt (Picht 2018) und dann 2019 weitergeführt:

- Auswahl von 37 Teichen, von denen zwei wegen ihrer zeitweiligen Anbindung an Fließgewässer später nicht in der Analyse berücksichtigt wurden. Die verbleibenden 35 Teiche wurden später in drei Typen unterteilt: Beweidet: durch Rinder oder Wasserbüffel (N=10), Mechanisch unterhalten: Mahd oder Räumung (N=9), keine Bewirtschaftung (N=16).
- Erfassung und Bestimmung von Libellenlarven, Süßwasserschnecken (beide mittels Wasserkescher: Messvariable Anzahl Individuen pro Kescherzug) und Wasser- und Sumpfpflanzen und Röhricht-Pflanzen (Sichtbestimmung: Häufigkeitsklassen).
- Erfassung von Umweltfaktoren, u.a. zur Vegetationsstruktur der Teiche, der Wasserchemie und der Besiedlung mit Fischen. Recherche von Daten zur Gewässerunterhaltung (Beweidungskonzept, andere Maßnahmen, Alter der Gewässer etc.). Diese Daten wurde vom Projektpartner *fun* bzw. der Stadt Braunschweig zur Verfügung gestellt. Insgesamt 14 Umweltvariablen.
- Die Auswertung musste nach Erhöhung der Stichprobenanzahl gegenüber der Arbeit von Picht (2018) aktualisiert werden. Wir haben ein hierarchisches Verfahren gewählt, bei dem zunächst mittels PERMANOVA unabhängig für die drei Organismengruppen auf Unterschiede in den Lebensgemeinschaften der drei Teichmanagement-Typen getestet wurde. Anschließend haben wir mittels Detrended Correspondence Analysis Ordinationen der Datensätze durchgeführt und schließlich die Scores der ersten beiden Achsen der DCA gegen die Umweltvariable getestet, um herauszufinden, welche Umweltgradienten am besten die Verteilung der Arten erklären.

**Heuschrecken:** Auf Wunsch des *fun* wurde die Heuschreckenfauna in der direkten Umgebung der o.g. Teiche untersucht (Miller 2018). Dies hatte allerdings nur einen indirekten Bezug zu den hier behandelten Fragestellungen und wird deshalb im Folgenden nicht weiter behandelt.

### 3.1.3 Entwicklung der Libellenvorkommen in Braunschweig

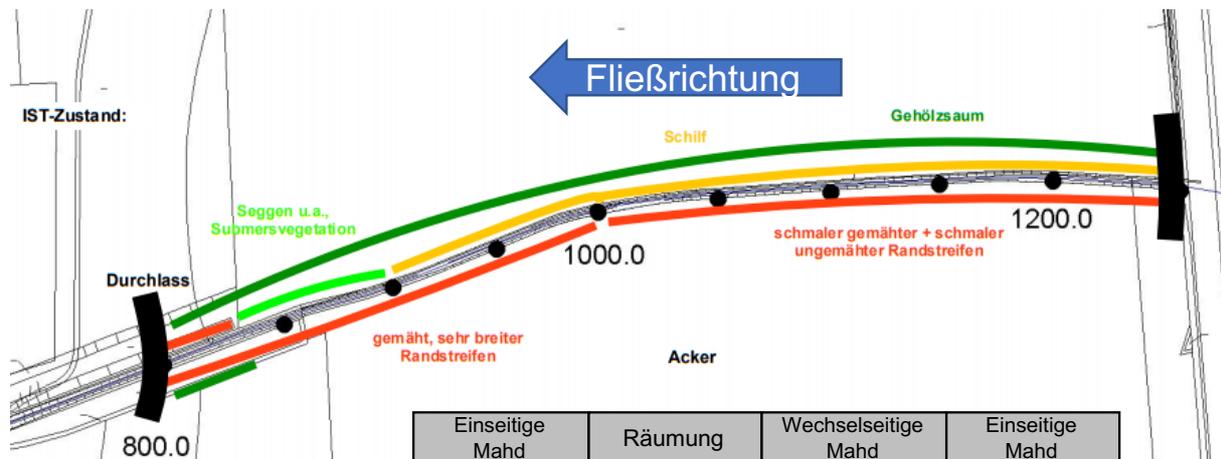
Für Braunschweig liegen langjährige Citizen Science Daten zur Libellenfauna vor (seit 1980), die in eine Datenbank (gepflegt durch F. Suhling) gesammelt werden. Wir haben diese Daten verwendet, um Vorkommens-Trends der Libellenarten in Braunschweig zu analysieren. Wir erwarteten, dass wir in den Trends auch langfristige Effekte von diversen Maßnahmen wie Reduktion der Unterhaltung würden ablesen können, die sonst schwer erfassbar sind, da kein Monitoring vorliegt. Die Arbeit wurde als Masterarbeit durchgeführt (Metge 2020). Da die Daten eher zufällig erhoben wurden (Citizen Science!) und nicht im Rahmen eines definierten Monitorings war die Analyse nicht trivial. Wir haben uns entschieden, die Vorkommen der Arten in Minutenfeld-Rasterzellen und aufgeteilt nach vier Perioden 1980 bis 1989, 1990 bis 1999, 2000 bis 2009 und 2010 bis 2018 zu analysieren. So konnten wir Veränderungen der räumlichen Vorkommen aber nicht der Populationsgröße erfassen.

## 3.2 AP2 Detail-Untersuchungen urbaner Einflüsse auf die Biodiversität

### 3.2.1 Pilotuntersuchung zu Effekten von Unterhaltungsmaßnahmen

Im Herbst 2018 wurde ein geeignetes Untersuchungsgewässer für eine experimentelle Pilotuntersuchung ausgewählt. Die Wahl fiel auf einen Abschnitt des Springbachs im südlichen Stadtgebiet, da dieser über die nötige Länge eine gleichförmige Struktur und Umfeldnutzung aufweist und Teilabschnitte damit gut untereinander vergleichbar sind. Zudem wird dieser Abschnitt von der *SE|BS* unterhalten, wodurch die Umsetzung der Maßnahmen optimiert wurde. Es wurden an dem 300 m langen

Gewässerlauf vier Abschnitte eingerichtet, auf denen aktuell angewendete Unterhaltungsmaßnahmen unterschiedlicher Intensität ausgeführt wurden. Die in Abb. 3 dargestellten Maßnahmen fanden statt.



**Abb. 3.** Zeichnung des untersuchten Abschnitts des Springbachs unterhalb der A36 mit Kennzeichnung der Maßnahmen.

Im Rahmen einer Bachelorarbeit wurde die Ausführung dokumentiert und die direkten Auswirkungen der Eingriffe untersucht (Gabriel 2019). Es wurde während der Ausführung mittels eines Driftnetzes und der Beprobung des Räum- und Mahdgutes quantifiziert, wie viele und welche Makrozoobenthosorganismen von den Maßnahmen beeinträchtigt werden. Vor und kurz nach der Durchführung wurde eine Beprobung mittels Surber-Sampler durchgeführt, um die kurzfristigen Effekte der unterschiedlichen Eingriffe zu untersuchen und zu vergleichen.

Ergänzend wurden die unterschiedlichen Abschnitte des Springbachs zu mehreren Zeitpunkten im Rahmen einer Masterarbeit (Altmann 2020) mit einem Lidar/Laserscanner vermessen. Damit sollte die Veränderung der dreidimensionalen Vegetations- und Gewässerstruktur quantifiziert und Auswirkungen auf verschiedene Parameter wie Beschattung und Durchfluss abgeleitet werden. Im Wesentlichen war die Arbeit aber eine methodische, mit der getestet werden sollte, inwieweit Lidar-Methoden bei der genauen Vermessung der Strukturen für unterhaltungspflichtige Gräben tauglich sind. Wir erhofften uns hier konkrete Daten zu Änderungen der Tiefenstruktur des Gewässers.

### 3.2.2 Urbane Einflussfaktoren auf die Biodiversität

#### Fließgewässer

Im Rahmen einer Voruntersuchung zu unserem Projekt haben wir auf Basis der 2009 bis 2014 für die Gewässergüteuntersuchungen erhobenen Makrozoobenthosdaten den Einfluss urbaner Faktoren auf die Biodiversität des Makrozoobenthos analysiert. Dafür haben wir für alle Probestellen 22 Umweltvariablen erfasst, darunter chemisch-physikalische Parameter (erhoben durch die *SE|BS*), Gewässer-, Ufer- und Umfeldstruktur (basierend auf dem Kartierungsbogen für die Strukturgüte) und Vegetation (basierend auf dem Phylib-Erfassungsbogen). Mittels einer Hauptkomponentenanalyse (PCA) wurden relevante Wirkfaktoren an den Gewässern identifiziert. Mittels einer Clusteranalyse wurden die Probestellen basierend auf der Ausprägung der Umweltvariablen zu unterschiedlichen Gewässertypen zusammengefasst. Zwischen den resultierenden Gewässertypen haben wir Biodiversitätsmetrics verglichen. Die Ergebnisse wurden 2017 publiziert (Goertzen & Eggers 2017).

---

Im Frühjahr 2018 haben wir im Rahmen einer Masterarbeit (Herden 2018) die Effekte von Sohl- und Uferverbau auf die Diversität und die Artzusammensetzung von aquatischen Makroinvertebraten untersucht. Dazu haben wir an zehn unterschiedlich stark urban geprägten Fließgewässern verbaute Abschnitte, z.B. im Bereich von Durchlässen, und benachbarte unverbaute (aber dennoch meist begradigte) Abschnitte auf verschiedenen Substraten mit einem Surber-Sampler beprobt. Dies erlaubt einen quantitativen Vergleich der Besiedlung sowohl zwischen den (un)verbauten Abschnitten als auch zwischen unterschiedlichen Substrattypen. Im Frühjahr 2019 wurden die Daten um eine weitere Probestelle ergänzt und erneut ausgewertet. Es wurden die WRRL-Bewertungen von verbauten und unverbauten Abschnitten verglichen. Mittels einer randomForest-Analyse wurde untersucht, ob sich die einzelnen Substrattypen in ihrer Artengemeinschaft unterscheiden und als eigenständige Gruppen klassifizieren lassen. Anschließend wurden verschiedene Biodiversitäts- und WRRL-Bewertungsmetrics zwischen den Abschnitten bzw. den Substrattypen verglichen, um zu untersuchen, inwieweit sich Verbau auf die Biodiversität und die WRRL-Bewertung auswirken.

## **Parkteiche**

Um in diesem Teil des AP2 auch Stillgewässer abzudecken, haben wir ergänzend zu unserem ursprünglichen Arbeitsprogramm urbane Faktoren an Parkteichen untersucht. Parkteiche zeichnen sich oft durch einen stark degradierten Litoralbereich und einen hohen Wasservogel- und Fischbesatz und einer daraus hervorgehenden Hypertrophierung der Gewässer aus. Damit einher geht eine geringe Biodiversität, was sich an artenarmen Libellenzönosen in Parkteichen belegen lässt. Um Managementempfehlungen für solche Gewässer, die im urbanen Raum typisch sind, geben können, haben wir bereits im Jahr 2011 erfasste Daten im Projektzeitraum ausgewertet. An Dortmunder Parkteichen wurden mehrere Untersuchungen durchgeführt (vgl. Goertzen 2019a):

(1) Experimente zum Einfluss von Fischen und Wasservögeln (als Prädatoren) und der An- oder Abwesenheit von Wasserpflanzen auf die Diversität von Libellenlarven in Form von En- und Exclosure-Versuchen. Es wurden die Arten- und Individuenzahl von Libellenlarven verglichen.

(2) Vergleich von parkteichtypischen Uferstrukturen und ihrer Bedeutung für die Diversität von Libellenimagines. Es wurden Transekte in unterschiedlichen Uferstrukturen (ufernahe Seeroesenbestände, Röhricht, Rasen, befestigtes Ufer) angelegt, entlang derer wiederholt in einem festen Zeitfenster Libellenimagines erfasst wurden. Es wurden zusätzlich Transekte angelegt, in denen Uferabschnitte mit Rasen für eine Saison nicht gemäht wurden, um zu untersuchen, ob eine extensivere Uferunterhaltung die Libellendiversität erhöhen kann. Zwischen den Uferstrukturen wurden Artenzahl, Abundanz und Fortpflanzungsverhalten von Libellenimagines verglichen.

### **3.2.3 Neu-/Wiederbesiedlungsmechanismen nach Eingriffen**

#### **Fließgewässer**

Hier kam uns zugute, dass am Fluss Wabe ein kompletter Gewässerabschnitt neu angelegt wurde. Die Umbauarbeiten waren im Frühjahr 2019 soweit abgeschlossen, dass im Juni mit der Untersuchung begonnen wurde. Es wurden zwei neue Probestellen eingerichtet: eine im neu angelegten Lauf der Wabe, der nun mit einer Teilmenge des Wassers geflutet wurde und eine im aktuell neu angelegten Mündungsbereich des Reitlingsgrabens in die Wabe. Zwei langjährige, reguläre Probestellen in beiden Gewässern (begradigter Lauf der Wabe sowie Reitlingsgraben etwas oberhalb der neuen Mündung) wurden weiterhin zum Vergleich beprobt. Mit einem Surber-Sampler wurden auf verschiedenen Substraten je nach Substratvielfalt vier bis sieben Einzelproben pro Probestelle und Durchgang

---

genommen. Um zeitliche Veränderungen zu erfassen, wurde die Beprobung jeweils im Frühjahr, Sommer und Herbst der Jahre 2018 und 2019 durchgeführt und wird auch weiterhin fortgeführt.

Weiterhin wurden zwei Bachelorarbeiten durchgeführt, in denen der alte und neue Lauf der Wabe verglichen wurden. Zum einen ging es dabei spezifisch um das Vorkommen von Libellenlarven, die mittels Surbersampler erfasst wurden (Prediger 2019). Zum anderen wurden Effekte des Einbringens von Totholz untersucht. Da das Einbringen von Totholz bei Renaturierungsmaßnahmen eine wichtige Rolle spielt, wurde die initiale Besiedlung von eingebrachtem Totholz durch Makrozoobenthosorganismen erfasst (Alexander 2019). Dazu wurden im Winter standardisierte Holzpfähle im alten sowie im renaturierten Lauf der Wabe eingebracht und nach 2-3 Wochen beprobt, um festzustellen, welche Taxa das Substrat umgehend besiedeln.

### **Stillgewässer**

In einem Teichkomplex im Klei haben wir seit Frühjahr 2016 die Libellenfauna an jeweils zwei Terminen (Frühjahr, Sommer) erfasst, um einen besseren Überblick über die temporale Entwicklung der Zönose zu bekommen. Wir haben dazu einen Ende 2015 geräumten und einen daneben liegenden, seit 12 Jahren nicht geräumten Teich als Dauerprobegewässer ausgewählt. Es wurden Larven erfasst (Methode s. 3.1.2). Seit September 2020 wird im Rahmen einer Bachelorarbeit (Melzig in Vorb.) eine Erfassung aller Teiche auf der Kleiwiese durchgeführt, von denen fünf in den letzten fünf Jahren geräumt wurden, vier hingegen nicht. Letzteres dient vor allem als Vorbereitung für aus diesem Projekt hervorgehende Folgeprojekt zu Effekten der Beweidung auf kleine Stillgewässer (s. 6.3).

### **3.3 AP3 Entwicklung und Evaluation eines Managementkonzeptes**

AP3 beinhaltet eine zusammenfassende Bewertung der Ergebnisse und Schlussfolgerungen der AP1 und 2, aus der dann Empfehlungen abgeleitet werden sollten. Diese waren zunächst durch die Ergebnisse bezüglich der Entwicklung der Artenvielfalt und des Vorkommens von naturschutzfachlich relevanten Arten bestimmt. Dabei ging es primär um die Wirkung der Unterhaltungsmaßnahmen an Fließgewässern und als separaten Aspekt auch um kleinere Stillgewässer. Unserer Bewertungen basieren deshalb auf den drei folgenden Kriterien:

- Biodiversität: gemeint ist damit der Artenreichtum des aquatischen Makrozoobenthos; bei Stillgewässern spezifisch Odonata und Gastropoda (sowie zusätzlich aquatischen Pflanzen).
- Vorkommen naturschutzfachlich relevanter Arten: auch hier beziehen wir uns überwiegend auf Arten aus dem Makrozoobenthos. Wir haben dabei Arten aus den Gefährdungskategorien der Roten Listen Deutschlands und Niedersachsen verwendet sowie alle Arten der FFH-Anhänge II und IV. Einen Leitfaden zur Gewässerunterhaltung wurde allerdings für aquatische FFH-Arten inklusive Vertebraten erstellt.
- Bei den Fließgewässern haben wir zur Analyse darüber hinaus einige Metrics verwendet, die im Bewertungssystem Perloides der WRRL Anwendung finden, den Fauna-Index, die Allgemeine Degradation und schließlich die daraus resultierende Ökologische Zustandsklasse des Gewässer, da diese Metrics eine direkte Aussage zum von der WRRL geforderten guten ökologischen Zustand bzw. guten ökologischen Potential der Gewässer zulassen.

Daneben war es uns aber auch wichtig, die praktische Machbarkeit von Vorschlägen zu bewerten und auch mögliche rechtliche Bezüge zu berücksichtigen. Deshalb hatten wir mehrfach Gesprächstreffen mit C. Wilske und J. Walther von der *SE|BS* sowie mit U. Kirchberger von der *UNB*, bei denen wir über diese Punkte diskutiert haben. Die Ergebnisse dieser Diskussion flossen in einen Leitfaden ein.

Auf Vorschlag von U. Kirchberger wurde darüber hinaus ein Maßnahmenkonzept speziell für aquatische FFH-Arten in Braunschweig erarbeitet. Dazu wurden zunächst alle bereits vorkommenden und potentiell zu erwartenden aquatischen FFH-Arten ermittelt und Informationen zu ihrer Verbreitung und Ökologie zusammengetragen sowie alle in der Literatur vorhandenen Vorschläge zum Management dieser Arten gesammelt und bewertet. Dies geschah im Rahmen einer Masterarbeit (Dalle 2019).

Wir haben darüber hinaus vorläufige Konzepte für Stillgewässer erarbeitet, zum einen bezüglich Beweidung (eher in Gewässern mit städtischer Randlege) und zum anderen für die Gestaltung von Parkteichen zur Erhöhung der Biodiversität dieser Gewässer, die eher für Grünflächenämter gedacht ist. Dies geschah als Teilaspekt der Promotion von D. Goertzen (Goertzen 2019a, 2020).

Zusammengefasst haben wir nicht ein einzelnes Konzept entwickelt, sondern an mehreren Konzepten für unterschiedliche Gewässersituationen gearbeitet.

## 4 Ergebnisse und Schlussfolgerungen

### 4.1 AP1 Untersuchung der Effekte von Unterhaltungsmaßnahmen

#### 4.1.1 Fließgewässer

##### Veränderungen von Biodiversitäts- und WRRL-Bewertungsmetrics

An 79% aller Probestellen haben wir signifikante Veränderungen festgestellt (Anhang Tab. A2, Abb. A1-A6): an 70 % gab es eine Verbesserung einzelner oder mehrerer Metrics, an 7 % eine Verschlechterung und an einer Probestelle sowohl positive als auch negative Änderungen. Dabei entfielen 62 % aller Verbesserungen auf Biodiversitätsmetrics und 38 % auf WRRL-Bewertungsmetrics. Am häufigsten verbesserte sich die Gesamttaxazahl (49 % der Probestellen), gefolgt von EPT-Taxa (35 %). Die wenigsten Verbesserungen gab es beim ökologischen Zustand (12 %). Alle anderen Metrics verbesserten sich an je 28 % der Probestellen. Verschlechterungen traten für alle Metrics an weniger als 5 % der Probestellen auf. Diese positive Entwicklung der Biodiversität entspricht auch den Ergebnissen von Quast (2019), die ebenfalls eine Zunahme von 60 % bei der alpha- und 40 % bei der gamma-Diversität im Untersuchungszeitraum belegen.

**Tab. 1.** Signifikante Veränderungen von Biodiversitäts- und WRRL-Bewertungsmetrics im Untersuchungszeitraum 2009-2018 zusammengefasst für die Unterhaltungskategorien. Signifikanzniveaus: \*\*\* < p= 0,001 < \*\* < p = 0,01 < \* < p = 0,05 < () < p = 0,08.

		n	Verbesserung			Verschlechterung							
			Gesamttaxa	EPT-Taxa	Typ-Taxa	Faunaindex	AD-Score	Ökol. Zustand	Gesamttaxa	EPT-Taxa	Typ-Taxa	Faunaindex	AD-Score
gleichbleibend	Sohle	6	*									*	**
	Mahd	11	**										
	Bedarfsunterhaltung	8	***	**	**	()							
Extensivierung	Mahd	14	***	*	*	**	**	**					
	deutliche Extensivierung	7	***	**	*	*							

**Tab. 2.** Anteil Probestellen mit signifikanten Veränderungen von Biodiversitäts- und WRRL-Bewertungsmetrics im Untersuchungszeitraum 2009-2018 in den Unterhaltungskategorien.

		n	% Verbesserung						% Verschlechterung					
			Gesamttaxa	EPT-Taxa	Typ-Taxa	Faunaindex	AD-Score	Ökol. Zustand	Gesamttaxa	EPT-Taxa	Typ-Taxa	Faunaindex	AD-Score	Ökol. Zustand
gleichbleibend	Sohle	6	33	17	17	0	0	0	0	33	0	0	33	33
	Mahd	11	18	36	9	9	18	9	9	0	0	0	0	0
	Bedarfsunterhaltung	8	38	50	50	38	50	13	0	0	0	0	0	0
Extensivierung	Mahd	14	71	29	29	43	21	14	0	0	0	0	0	0
	deutliche Extensivierung	7	57	29	29	29	43	14	0	0	0	0	0	0

Die Regressionsanalyse für die Unterhaltungskategorien ergab eine signifikante Verbesserung der Gesamttaxazahl in allen Maßnahmenkategorien (Tab. 1). Für die deutliche und Mahdextensivierung sowie die gleichbleibende Bedarfsunterhaltung verbesserten sich auch die Anzahl der EPT- und gewässertypspezifischen Taxa. WRRL-Bewertungsmetrics verbesserten sich nur bei Extensivierung: der Faunaindex bei der deutlichen Extensivierung und alle Metrics, inkl. der ökologischen Zustandsklasse, bei der Mahdextensivierung. Bei der Bedarfsunterhaltung gab es einen positiven Trend ( $p=0,076$ ) für den Faunaindex. Signifikante Verschlechterungen gab es nur beim AD Score und der ökologischen Zustandsklasse in der Kategorie gleichbleibend Sohle. Zu beachten ist allerdings, dass das Bestimmungsmaß  $R^2$  in fast allen Fällen einen Wert von 0,2 nicht überschritt, was auf eine hohe Varianz zwischen den Probestellen innerhalb der einzelnen Kategorien hindeutet (Abb. A1-A6). Dennoch war bei der Mehrzahl der Probestellen innerhalb einer Kategorie ein ähnlicher Trend feststellbar. Ausreißer und Probestellen mit gegenläufigen Trends konnten identifiziert und erklärt werden (s. Einzelfallbetrachtung).

Die Anteile von Probestellen mit signifikanten Veränderungen der Metrics waren zwischen den Unterhaltungskategorien ebenfalls unterschiedlich (Tab. 2). Die höchsten Anteile an Verbesserungen stellten wir bei der deutlichen Extensivierung und der Mahdextensivierung sowie der Bedarfsunterhaltung fest. Die Gesamttaxazahl verbesserte sich am häufigsten: 71 % bei der Mahdextensivierung, 57 % bei der deutlichen Extensivierung. EPT- und Typ-Taxa verbesserten sich am häufigsten bei der Bedarfsunterhaltung (je 50 %). Dort verbesserte sich auch der AD-Score deutlich (50 %). Weiterhin verbesserte sich der AD-Score bei der deutlichen Extensivierung sowie der Faunaindex bei der Mahdextensivierung (je 43 %). Die ökologische Zustandsklasse verbesserte sich in allen Kategorien nur in wenigen Fällen (<14 %). Verschlechterungen von einzelnen Metrics gab es nur in den Kategorien gleichbleibend Sohle und gleichbleibend Mahd (max. 33 %).

### **Einzelfallbetrachtung**

Auch wenn sich innerhalb der Unterhaltungskategorien ähnliche Trends für die meisten Probestellen feststellen ließen (s.o.), zeigte sich bei der Einzelfallbetrachtung, dass Reaktionen der Metrics von individuellen Rahmenbedingungen abhängig waren, die im Folgenden exemplarisch dargestellt werden.

#### **(1) Deutliche Extensivierung**

Die Probestellen mit deutlicher Extensivierung verbesserten sich signifikant in den Biodiversitätsmetrics und im Faunaindex. Nur in einem Fall wurde kein positiver Trend der Biodiversität festgestellt: Im untersuchten Abschnitt des Grabens IGS wurde von Böschungsmahd auf Bedarfsunterhaltung umgestellt, was *de facto* zu zunehmender Verlandung führte, die als Ursache für die fehlende Verbesserung vermutet werden kann. Die folgenden Beispiele demonstrieren, dass das Einstellen von Eingriffen in die Sohle Verbesserungen der Makrozoobenthosfauna bewirken und dass Revitalisierungsmaßnahmen dafür nicht notwendig oder sogar kontraproduktiv sein können.

#### *Beberbach BB2: vom Mähkorbeinsatz zur Böschungsmahd*

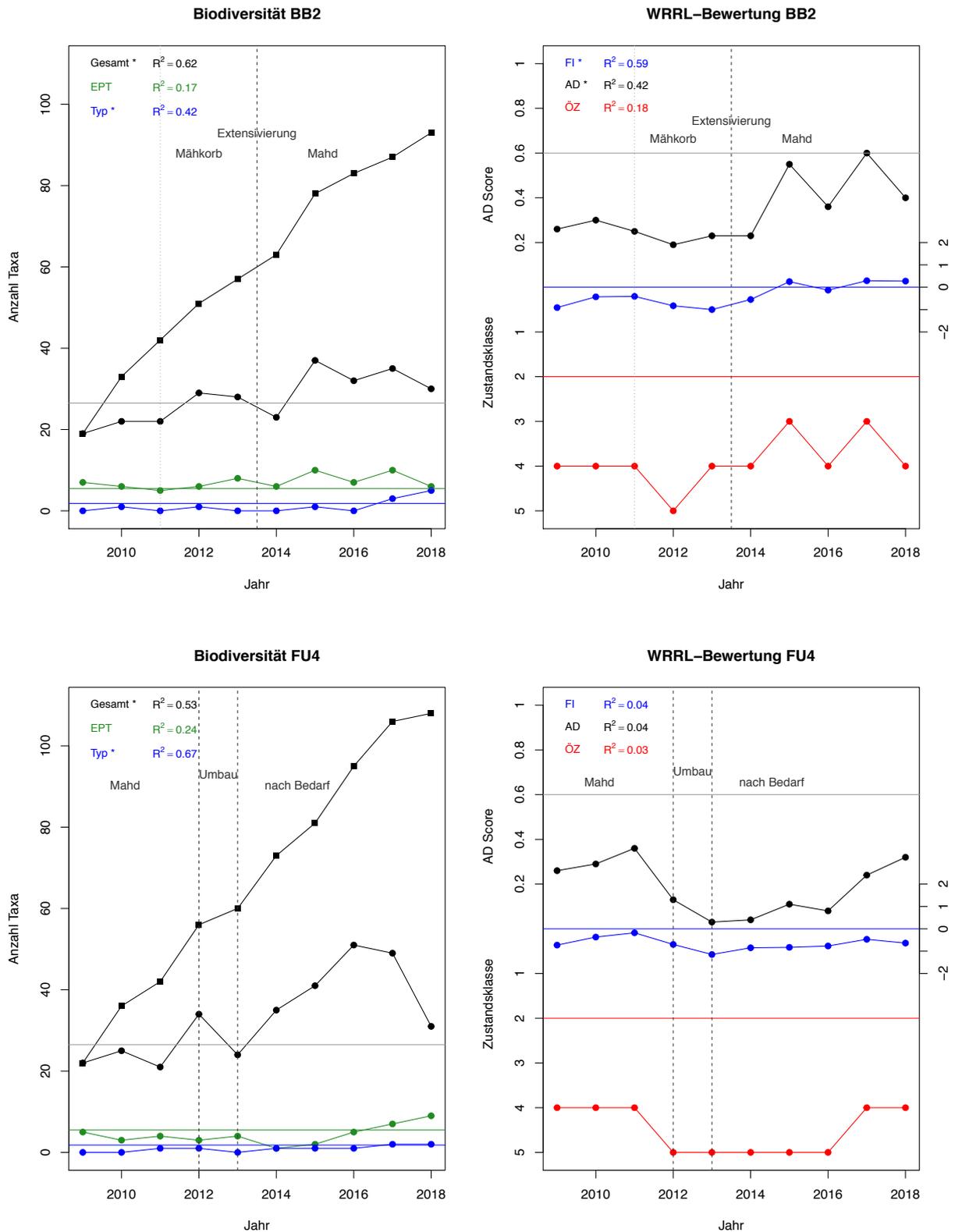
Der Abschnitt des Beberbachs wurde bis 2013 mit Mähkorbeinsatz und Räumungen unterhalten. Ab 2014 wurde einmal pro Jahr im Herbst eine Böschungsmahd durchgeführt. Bereits im vierten Jahr nach der Umstellung waren leichte strukturelle Änderungen am Gewässer feststellbar (Abb. 4). Die Regressionsgeraden für alle Metrics hatten einen (mehrmals signifikant) positiven Verlauf. Hier kam es nach der Umstellung zu einem größeren Sprung bei der kumulativen Taxazahl (Abb. 5), der darauf hindeutet, dass das Gewässer von einer größeren Zahl neuer Taxa besiedelt wurde. Es war ebenfalls ein signifikanter Anstieg der Gesamttaxa und der Gewässertyp-Taxa zu erkennen. Während des Mähkorbeinsatzes war der ÖZ unbefriedigend bis schlecht, nach der Extensivierung schwankte er zwischen unbefriedigend und mäßig. Die AD und der Faunaindex verbesserten sich signifikant. Nach der Extensivierung näherte sich der AD Score dem guten Zustand und der Faunaindex erreichte positive Werte. Dieses Beispiel zeigt, dass das alleinige Unterlassen von Eingriffen in die Sohle auch ohne Revitalisierungsmaßnahmen eine grundlegende Verbesserung sowohl der Biodiversität als auch der WRRL-Bewertung bewirken kann.



**Abb. 4.** Beberbach im Abschnitt BB2 im Zeitraum des Mähkorbeinsatzes (2011, links) mit schnurgeradem, ausgeräumtem Trapezprofil und im Zeitraum der Böschungsmahd (2017, rechts) mit erkennbar verfallendem Regelprofil und stehengebliebenen Pflanzen in Böschung und Sohle sowie dadurch initiiertes Tendenz zur Laufentwicklung.

#### *Fuhsekanal FU4: von Böschungsmahd zur Bedarfsunterhaltung (mit Revitalisierung)*

Im Zuge des Baus einer Autobahnabfahrt wurde ein Abschnitt des Fuhsekanals umgestaltet. Nachdem das Gewässer zuerst im direkten Einflussbereich der Baustelle lag, wurde es 2012/13 selbst umgebaut, indem u.a. der begradigte Verlauf aufgelockert, die Ufer abgeflacht, Totholz eingebaut und eine Stabilisierung durch großflächige Kiesschüttung durchgeführt wurde. Nach Fertigstellung fand keine weitere Unterhaltung statt und das Gewässer wurde dem Sukzessionsverlauf überlassen; nach mehrjährigem Pionierstadium kam es ab 2017 zu einem dichten Bewuchs mit Igelkolben. Es gab einen deutlichen Anstieg der kumulativen wie der jährlichen Artenzahl (Abb. 5). Das Gewässer wurde nach dem Umbau von vielen neuen Taxa besiedelt, bei denen es sich allerdings um Pionierarten und Störzeiger handelte. EPT-Taxa gingen in dieser Zeit leicht zurück. Mit Beginn des Röhrichtaufwuchses verschwanden die Pionierarten weitestgehend und die EPT- und Gewässertyp-Taxa zeigten eine leichte Zunahme. Bei den WRRL-Metrics war ein negativer Trend der Regressionsgeraden erkennbar. Vor dem Umbau befand sich das Gewässer in einem unbefriedigendem ÖZ. Mit dem Umbau verschlechterten sich alle WRRL-Metrics deutlich und verblieben für die Dauer des Pionierstadiums in einem schlechten Zustand. Erst mit Beginn der Sukzession trat wieder eine leichte Verbesserung ein. Die Werte des AD Scores und des Faunaindex aus dem Jahr vor dem Umbau wurden bisher nicht wieder erreicht. Dieses Beispiel zeigt, dass Umbaumaßnahmen als starke Störung wirken können, die bisher zu keiner ökologischen Verbesserung führen.



**Abb. 5.** Entwicklung der Biodiversitäts- und WRRL-Bewertungsmetrics im Untersuchungszeitraum 2009-2018 am Beberbach BB2 und am Fuhsekanal FU4. Gesamt = Gesamttaxa, EPT = EPT-Taxa, Typ = gewässertypspezifische Taxa, FI = Faunaindex, AD = Score der Allgemeinen Degradation, ÖZ = Ökologische Zustandsklasse. Punkte = Wert der einzelnen Jahre, Quadrat = kumulative Werte. \* = Signifikante Veränderung,  $p < 0,05$ . Vertikale Linien: Zeitpunkt von Eingriffen: gepunktet = Räumung, gestrichelt = Umstellung der Unterhaltung, Linie mit Strichen und Punkten = Einzelmaßnahmen wie Einbau Strömunglenker. Horizontale Linien bei Biodiversität: Mittelwert über alle Probestellen, bei WRRL-Metrics: guter Zustand (AD, ÖZ) bzw. Übergang vom negativen zum positiven Bereich (FI).

## **(2) Extensivierung der Böschungsmahd**

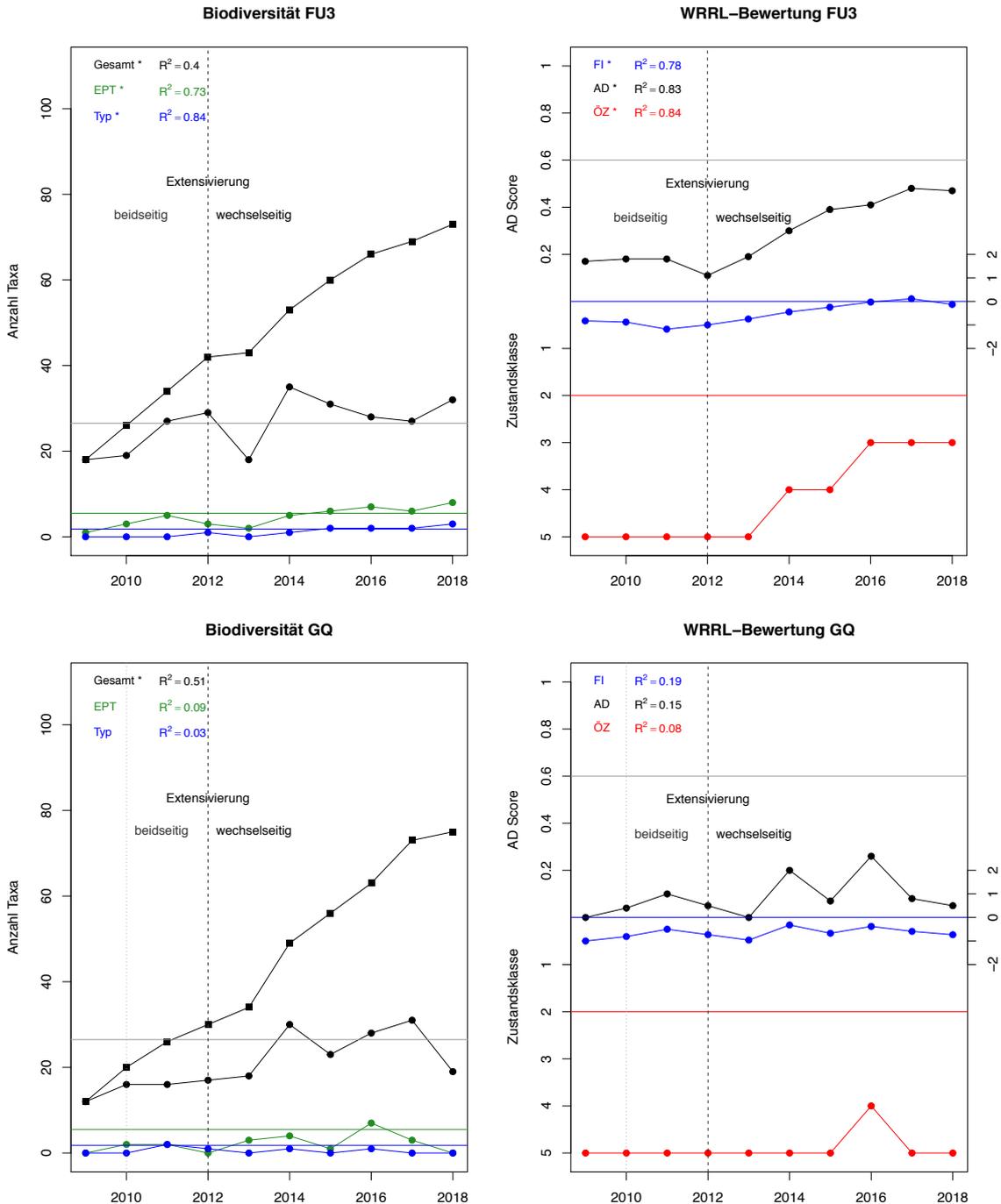
Die Extensivierung der Mahd führte für alle Metrics zu signifikanten Verbesserungen, die an den einzelnen Probestellen aber unterschiedlich stark ausfielen. Kaum eine Probestelle hatte eine negative Tendenz mit Ausnahme des Grabens Rünigen, der durch bisher nicht identifizierbare Einleitungen zeitweise eine saprobielle Belastung aufwies oder der WRRL-Metrics bei der Wabe W2, die durch einen Mühlstau nur minimal durchströmt war.

### *Fuhsekanal FU3: Mahdextensivierung bei gutem eigendynamischen Entwicklungspotenzial*

Der ursprünglich begradigte und unterhalb eines Durchlasses befestigte Abschnitt des Fuhsekanals fließt in einem schmalen Grünkorridor im Siedlungsbereich. Schon länger erfolgte keine Instandhaltung der Befestigung mehr, so dass sich an den Ufern zunehmend Erosionsspuren zeigten und das Gewässer begann seinen Verlauf selbständig zu verlagern. Der verfallende Verbau unterstützte dabei die Diversifizierung von Strömung und Sohlsubstrat. Im Jahr 2012 wurde von einer beidseitigen auf eine wechselseitige Böschungsmahd umgestellt. Am nicht mehr gemähten Ufer entwickelte sich eine Kraut- und Hochstauden- statt Wiesenvegetation (Abb. 6). Alle Werte der Metrics stiegen signifikant an, wobei der Anstieg besonders ab 2014, also leicht zeitverzögert zur Mahdumstellung, auftrat (Abb. 7). Bei den gewässertypspezifischen Arten war die kumulative Kurve (nicht dargestellt) deckungsgleich mit der jährlichen, was bedeutet, dass alle neuen Taxa das Gewässer dauerhaft besiedelten. Zudem ließ sich eine Zunahme ihrer Abundanz verzeichnen. Der ursprünglich schlechte ÖZ verbesserte sich gleichzeitig mit der AD ab 2014 bis in den mäßigen Bereich. Nach 2012 stieg ebenfalls der FI deutlich an und erreichte 2016 den positiven Bereich. Dieses Beispiel deutet an, dass Mahdextensivierung bei gutem eigendynamischen Entwicklungspotenzial eine grundlegende Verbesserung sowohl der Biodiversität als auch der WRRL-Bewertung bewirken kann.



**Abb. 6. Oben:** Abschnitt des Fuhsekanals FU3 mit beidseitiger Böschungsmahd (2011, links) und nach Umstellung auf wechselseitige Mahd (2018, rechts) mit erkennbarer eigendynamischer Laufentwicklung und Veränderung der Böschungsvegetation. **Unten:** Abschnitt des Grabens Querums GQ mit beidseitiger Böschungsmahd (2011, links) und nach Umstellung auf wechselseitige Mahd (2016, rechts) mit einseitig erhaltenem Schilfbestand und fehlender Laufentwicklung.



**Abb. 7.** Entwicklung der Biodiversitäts- und WRRL-Bewertungsmetrics im Untersuchungszeitraum 2009-2018 am Fuhsekanal FU3 und am Graben Querum. Erläuterungen s. Abb. 5.

*Graben Querum: Mahdextensivierung bei geringem eigendynamischen Entwicklungspotenzial*

Der Abschnitt des GQ war begründet, unterhalb eines Durchlasses mit Steinplatten befestigt und durch dichten Schilfbewuchs sowie Akkumulation von Feinsediment geprägt. 2011 wurde der Graben geräumt. Der Oberlauf war temporär, in trockenen Sommern wurde der Graben hauptsächlich durch Einleitungen aus dem nahen Siedlungsbereich gespeist oder fiel ebenfalls trocken. Nach Umstellung von einer einmaligen beid- auf eine wechselseitige Mahd blieb das Schilf an einer Uferseite über den Winter bestehen, über die Vegetationsperiode bildete sich beidseitig wieder ein dichter Schilfbestand aus (Abb. 6). Auffällig war der anfänglich flache Anstieg der kumulativen Artenzahl, was zeigt, dass das Gewässer nur von wenigen, aber jährlich ähnlichen Taxa besiedelt wurde (Abb. 7). Ab 2014, leicht zeitverzögert nach der Extensivierung, folgte ein steiler Anstieg der kumulativen Artenzahl, begleitet

---

von einer signifikanten Zunahme der jährlichen. Das deutet darauf hin, dass nun neue/andere Taxa den Graben besiedelten. Dabei handelte es sich mehr um verbreitete, gewöhnliche Taxa als um fließgewässertypische. Der ÖZ war über die gesamte Zeit, ähnlich wie die AD, im schlechten Bereich. Bei den Regressionsgeraden war ein leichter, nicht signifikanter Anstieg erkennbar, der sich bisher aber nicht in einer dauerhaften Verbesserung des ökologischen Zustands manifestiert hat. Dieses Beispiel zeigt, dass Mahdextensivierung bei geringem eigendynamischen Entwicklungspotential eine Zunahme der Gesamtaxazahl, aber keine weitere Verbesserung des Gewässers bewirken kann.

### ***(3) Gleichbleibend Bedarfsunterhaltung***

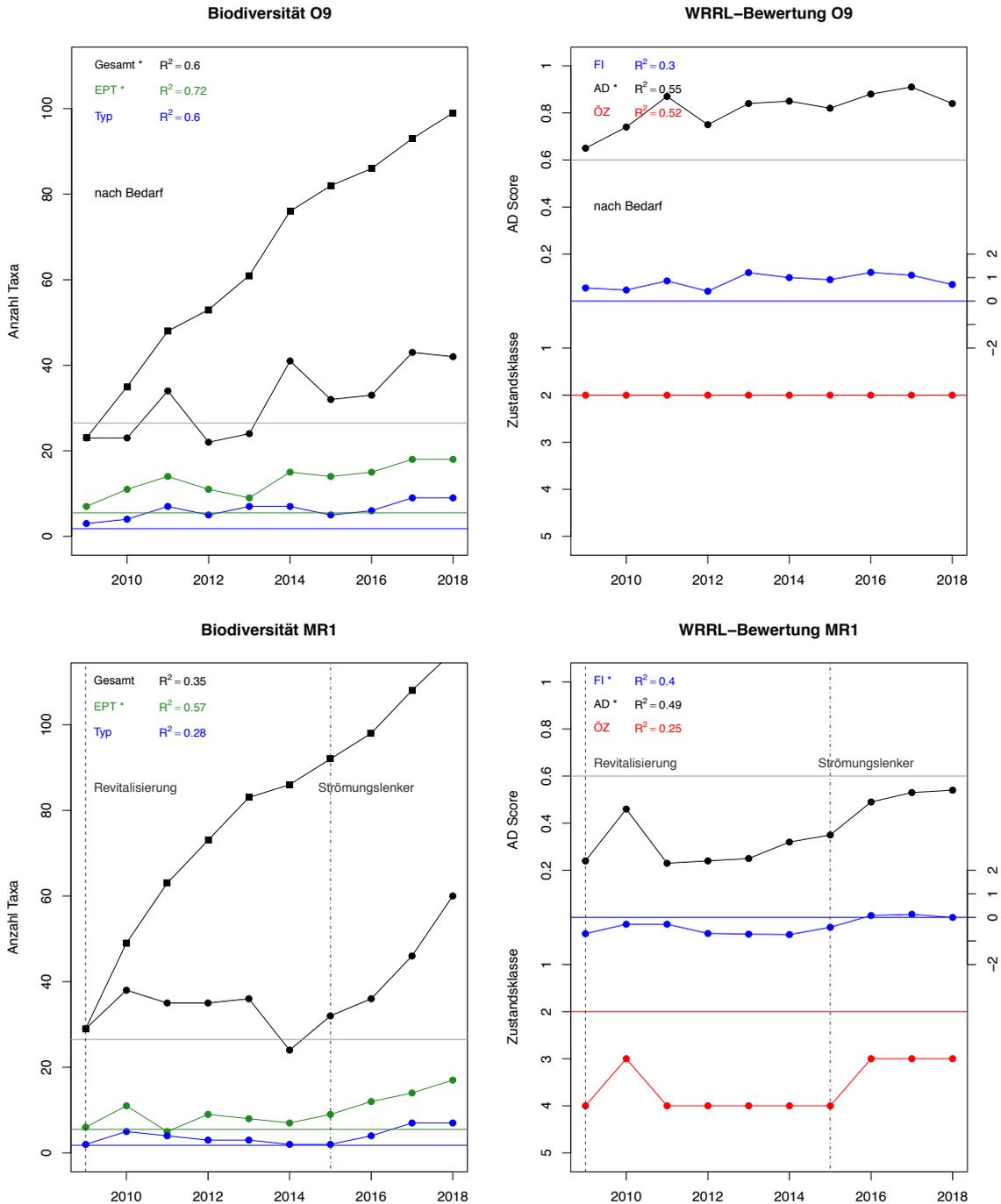
Bei gleichbleibender Bedarfsunterhaltung waren auch ohne weitere Extensivierung im Untersuchungszeitraum signifikante Verbesserungen über die Gesamtaxazahl hinaus nachweisbar. Insbesondere EPT- und fließgewässertypspezifische Arten nahmen hier zu. Zudem wurden hier insgesamt die höchsten Werte für Biodiversität und die WRRL-Bewertung festgestellt. Dies war insbesondere bei Typ 15-Gewässern, also Oker und Schunter, außerhalb der Staubereiche der Fall. Bei Gewässern, bei denen die Bedarfsunterhaltung nach einer Revitalisierung angewendet wurde (z.B. Mittelriede MR1), gab es positive Trends, signifikante Verbesserungen traten aber erst nach weiteren Maßnahmen zur Strömungsoptimierung auf. Zwei weitere Gewässer zeigten aufgrund struktureller Defizite aber nur eingeschränkt eine positive Veränderung.

#### *Oker O9: langfristige Bedarfsunterhaltung*

Außerhalb der Innenstadt befanden sich viele Abschnitte der Oker in einem naturnahen Zustand, vor allem bedingt durch den mäandrierenden Verlauf und oft extensiv genutzte Uferbereiche. Jenseits von Staubereichen zeichnete sich die Oker durch gute Strömungseigenschaften aus, was eigendynamische Entwicklungsprozesse weiter unterstützte. Bereits vor Beginn des Untersuchungszeitraumes wurde die Gewässerunterhaltung auf notwendige Maßnahmen wie Treibgut- und Unratentfernung oder Gehölzpflege zur Sicherung reduziert. In vielen Abschnitten wurden großflächig Sturzbäume und anderes Totholz dauerhaft im Gewässer belassen, sofern keine Gefährdung davon ausging. Die Taxazahl nahm langfristig zu, die nicht eintretende Sättigung der kumulativen Artenzahl deutet darauf hin, dass weiterhin Taxa das Gewässer neu besiedeln (Abb. 8). Auch EPT-Taxa nahmen langfristig signifikant zu. Die AD verbesserte sich signifikant und lag in den letzten Jahren häufig im sehr guten Bereich. Der gute ÖZ war langfristig erreicht, die Saprobie begrenzte hier die Verbesserung zum sehr guten ÖZ. Dieses Beispiel zeigt, dass eine langfristige Extensivierung bei gutem eigendynamischem Potenzial die positive Entwicklung vieler Metrics, auch nach Erreichen des guten ÖZ bewirken kann.

#### *Mittelriede MR1: Bedarfsunterhaltung nach Revitalisierung*

Im Jahr 2009 wurde für einen Abschnitt der Mittelriede ein neues, mäandrierendes Gerinne mit flachen Ufern geflutet. Das Gewässer wurde der Sukzession überlassen, die durch Initiierung eines Auwaldes unterstützt wurde. Im Jahr 2015 wurden im Bereich der Probestelle Strömungslenker eingebaut und Kies im Uferbereich angeschüttet, um das Gerinne in einer Kurve zu stabilisieren. Trotz Neubesiedlung durch zahlreiche Taxa (starker Anstieg der kumulativen Artenzahl), waren die jährlichen Taxazahlen gleichbleibend (Abb. 8). Nach Einbau der Strömungslenker ließ sich bei allen Biodiversitätsmetrics ein deutlicher Anstieg erkennen und gewässertypspezifische Arten begannen sich zu etablieren. Der ÖZ blieb (mit Ausnahme von 2010) unbefriedigend. Auf den Einbau der Strömungslenker folgte direkt die Verbesserung um eine Klasse, die AD näherte sich dem guten Zustand und der FI zeigte einen Anstieg erstmalig in den positiven Bereich. Dieses Beispiel zeigt, dass die Revitalisierung erst – und unmittelbar – nach Optimierung der Strömung eine Verbesserung der Metrics bewirken kann.



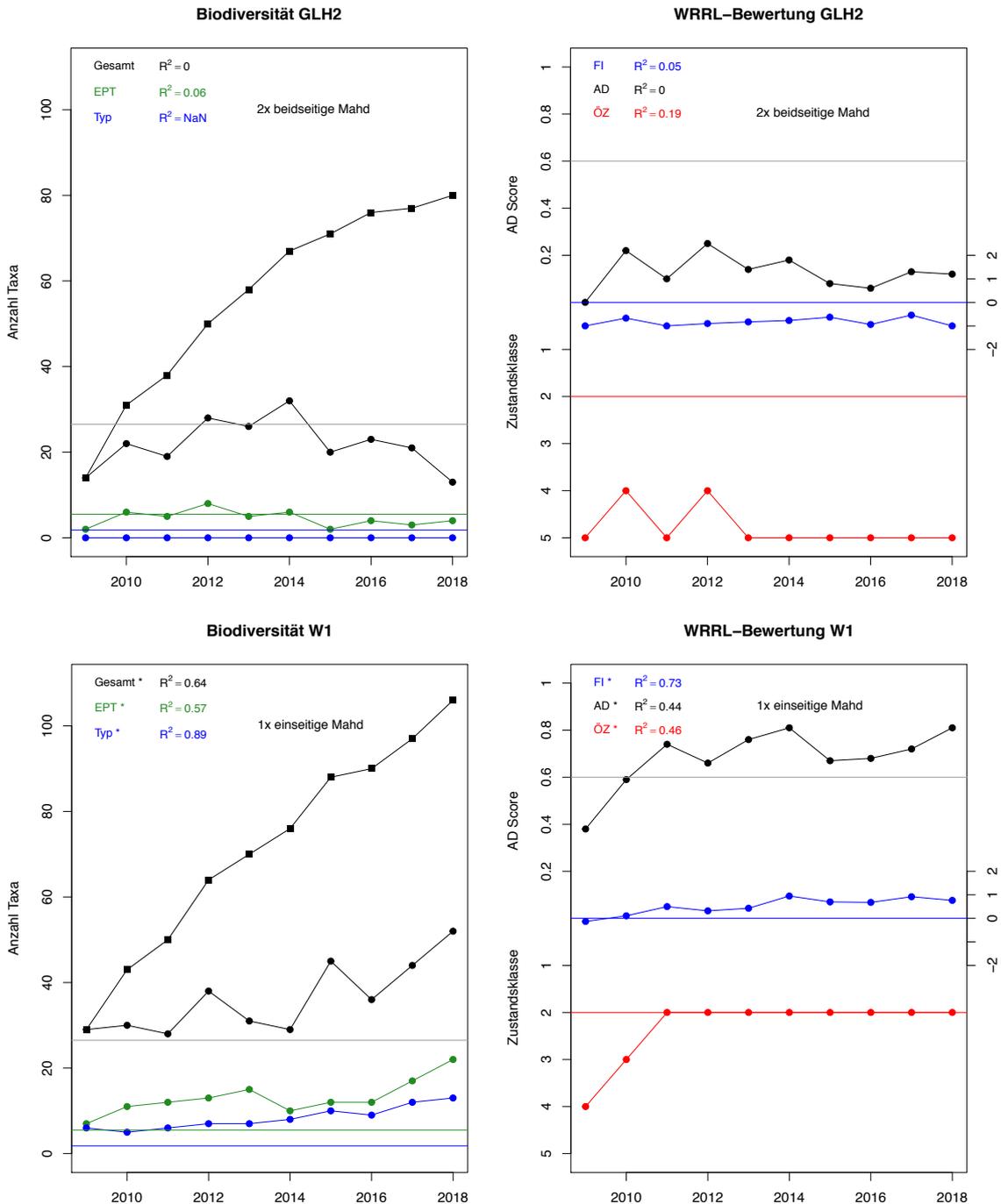
**Abb. 8.** Entwicklung der Biodiversitäts- und WRRL-Bewertungsmetrics im Untersuchungszeitraum 2009-2018 an der Oker O9 und Mittelriede MR 1. Erläuterungen s. Abb. 5.

#### (4) Gleichbleibend Böschungsmahd

Probestellen mit gleichbleibender Mahd zeichneten sich insgesamt durch eine unterdurchschnittliche Biodiversität und WRRL-Bewertung aus. In dieser Kategorie gab es bis auf die Gesamtaxazahl keine signifikanten Änderungen. In Einzelfällen traten jedoch signifikante Verbesserungen auf, wie an der Wabe W1. Auch an der Schölke ließ sich trotz massiven Verbaus und zweimalig beidseitiger Mahd an gut durchströmten Stellen (z.B. SCHÖ3) eine signifikante Zunahme an Köcherfliegen und eine tendenzielle Zunahme der WRRL-Metrics feststellen.

*Graben Lagesbüttel-Harxbüttel GLH2: Gleichbleibende zweimalige, beidseitige Mahd*

Der Abschnitt des GLH floss am Rand eines Neubaugebietes entlang. An den besonnten Ufern kam es im Sommer zu starkem Pflanzenaufwuchs, so dass das Gewässer dauerhaft im Sommer und Herbst beidseitig gemäht wurde, um den Abfluss zu gewährleisten. In trockenen Sommern fiel das Gewässer zeitweise trocken. Die jährlichen Artenzahlen wiesen stärkere Schwankungen auf, was entweder auf Störungen durch die häufige Unterhaltung, aber auch auf das unregelmäßige Trockenfallen hindeuten könnte (Abb. 9). Signifikante Änderungen ließen sich für keinen Metric nachweisen. Die kumulative Artenzahl zeigte in den letzten Jahren Anzeichen einer Sättigung an, was darauf hindeutet, dass das Artenpotenzial hier zunehmend ausgeschöpft ist. ÖP und AD schwankten dauerhaft im schlechten bis unbefriedigenden Bereich. Dieses Beispiel zeigt den typischen Fall, dass bei gleichbleibender und häufiger Mahd keine Veränderung der Biodiversität oder WRRL-Bewertung auftritt.



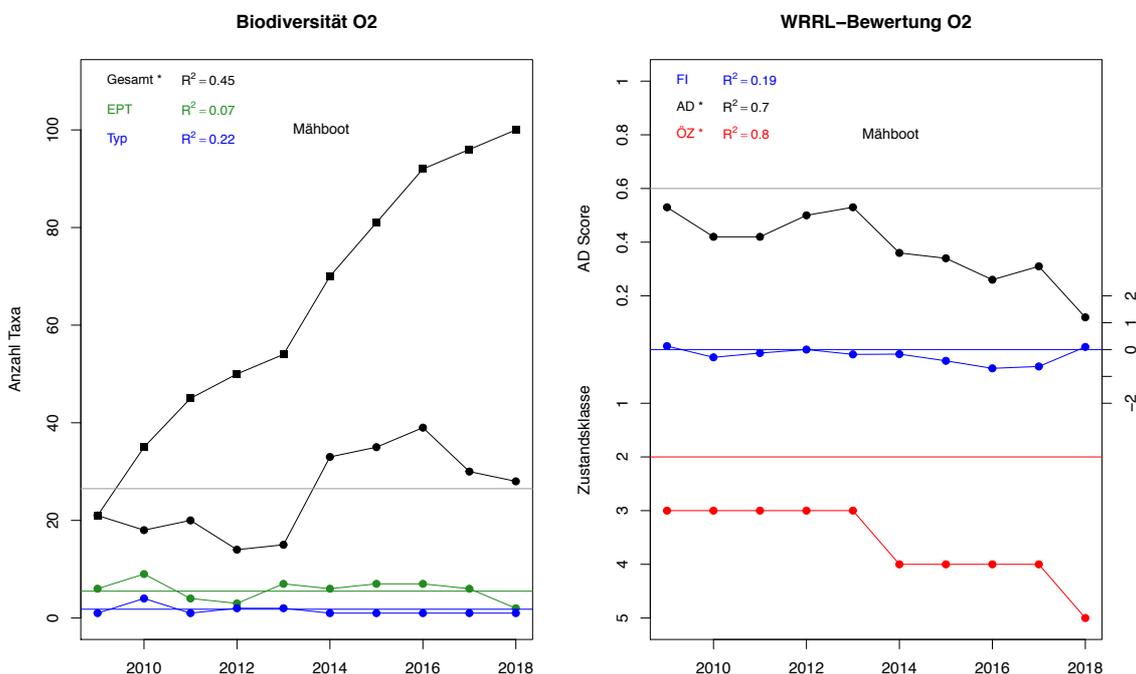
**Abb. 9.** Entwicklung der Biodiversitäts- und WRRL-Bewertungsmetrics im Untersuchungszeitraum 2009-2018 am Graben Lagesbüttel-Harxbüttel GLH2 und an der Wabe W1. Erläuterungen s. Abb. 5.

### Wabe W1: Gleichbleibende einmalige, einseitige Mahd

Die Wabe floss als schneller strömender, begradigter Bach mit sandig-kiesigem Substrat durch landwirtschaftliche Nutzflächen. Die Böschung wurde schon vor dem Untersuchungszeitraum einseitig gemäht. Dort war Wiesenvegetation ausgeprägt, während sich am anderen Ufer ein Gehölzsaum aus Erlen entwickelt hatte. Diese Probestelle zählte zu den artenreichsten mit fließgewässertypischer Artengemeinschaft im ganzen Stadtgebiet. Trotz jährlicher Schwankungen war ein signifikanter Anstieg der Biodiversitätsmetrics zu erkennen, v.a. auch bei den gewässertypspezifischen Taxa (Abb. 9). Mit Ausnahme der ersten beiden Untersuchungsjahre befand sich der Gewässerabschnitt dauerhaft im guten Zustand, die AD erreichte zeitweise den sehr guten Zustand und alle WRRL-Metrics verbesserten sich weiterhin signifikant. Dieses Beispiel zeigt, dass unter guten ökologischen Bedingungen (schnelle Strömung, kühles Wasser, Sohle mit Kiesanteil) auch bei gleichbleibender (jedoch extensiver) Unterhaltung eine positive Gewässerentwicklung möglich ist.

### (5) Gleichbleibend Mähboot

Probenstellen an der Oker mit gleichbleibenden Eingriffen in Sohle/Submersvegetation waren die einzigen, die signifikante Verschlechterungen aufwiesen. Alle Probestellen lagen im Innenstadtbereich, und waren durch einen stark reduzierten Durchfluss aufgrund mehrerer Wehre sowie zeitweise Wasserstandsabsenkungen sowie Freizeitnutzung (v.a. Flöße und Kanus) geprägt. Großflächige Submersvegetation in besonnten Bereichen wurde per Mähboot unterhalten. In den weitläufigen Parks wurden Rasenflächen im Uferbereich regelmäßig gemäht. An unzugänglichen Ufern mit alten Gehölzbeständen wurde Gehölzpflege und -sicherung nach Bedarf durchgeführt, Sturzbäume wurden zeitnah entfernt. Ein gegenläufiger Entwicklungstrend war an O7 feststellbar, der einzigen Probestelle, die unterhalb der Innenstadtwohre (aber im Staubereich eines weiteren Wehres) liegt und weniger von den innenstadtspezifischen Stressoren, aber (vermutlich am stärksten) vom Mähbooteinsatz betroffen war.



**Abb. 10.** Entwicklung der Biodiversitäts- und WRRL-Bewertungsmetrics im Untersuchungszeitraum 2009-2018 an der Oker O2. Erläuterungen s. Abb. 5.

### Oker O2: Mähbooteinsatz und weitere Stressoren

Die Probestelle liegt direkt unterhalb eines großen Wehres mit Fischpass. Das Gewässer war hier von Gehölzen gesäumt, stark aufgeweitet und mit dichten Beständen der Teichrose bewachsen. Die Taxazahlen schwankten wie auch in den Umflutgräben stark, 2014 kam es hier einmalig zu einem deutlichen Anstieg (Abb. 10). Die kumulative Artenzahl stieg zwischen 2014 und 2017 stärker an,

---

flachte dann aber wieder etwas ab, was darauf hindeutet, dass zeitweise, aber nicht dauerhaft viele neue Taxa dazukommen. ÖZ und AD verschlechterten sich im Untersuchungszeitraum signifikant vom durchschnittlich mäßigen zum schlechten Zustand. Dieses Beispiel zeigt, dass unter Einfluss verschiedener Stressoren starke Schwankungen und negative Entwicklungen auftreten können (die vermutlich nur bedingt auf den Mähbooteinsatz zurückzuführen sind).

### **Schlussfolgerungen**

- Wir konnten einen deutlichen Trend zur Erhöhung der Artenzahl inklusive fließgewässertypischer Taxa feststellen. Obwohl die aquatische Biodiversität überdurchschnittlich stark gefährdet ist (WWF 2018), lässt sich im mitteleuropäischen Raum für Fließgewässerorganismen eine verbesserte Situation feststellen (z.B. Libellen: Bowler et al. 2020, Abundanz Wasserinsekten: Lacombe 2020). Ob der positive Trend in Braunschweig besonders ausgeprägt ist, möglicherweise durch die zunehmende Extensivierung von Gewässerunterhaltung, oder Teil einer überregionalen Entwicklung ist, müsste durch Vergleiche mit der umliegenden Region noch untersucht werden.
- Unsere Ergebnisse lassen allerdings den Schluss zu, dass mit einer angepassten, extensivierten Gewässerunterhaltung positive Auswirkungen auf die Biodiversität und den ökologischen Zustand von Fließgewässern erreicht werden können. An Gewässern mit extensivierter Unterhaltung traten häufiger Verbesserungen auf als an Gewässern mit gleichbleibend (intensiver) Unterhaltung. Besonders häufig konnten wir der Extensivierung der Mahd Verbesserungen feststellen. Dass dies ein direkter Effekt der Extensivierung sein dürfte, wird im Vergleich mit Probestellen mit gleichbleibender Mahd deutlich, die ein ähnliches Spektrum an Gewässern umfassten, aber sich i.d.R. nicht verbesserten.
- Revitalisierungsmaßnahmen waren dagegen nicht immer eindeutig mit einer positiven Entwicklung verknüpft.
- Die Einzelfallbetrachtungen und die generell hohe Varianz in den Ergebnissen legen aber auch nahe, dass individuelle Rahmenbedingungen und Eigenheiten der Gewässer ihre Entwicklung und die Reaktion auf Unterhaltungsmaßnahmen beeinflussen und keine allgemeingültigen Schlüsse zur Wirkung konkreter Unterhaltungsmaßnahmen gezogen werden können. Vielmehr müssen Gewässer individuell betrachtet und neben dem Handlungsspielraum (Gewässerentwicklung vs. Abflusssicherung) ihr aktueller biologischer/ökologischer Zustand und ihr Entwicklungspotenzial beurteilt werden. Nur so können entsprechende Entwicklungsziele definiert und geeignete Unterhaltungskonzepte festgelegt werden.
- Abschließend möchten wir anmerken, dass Biodiversitätsmetrics deutlich häufiger Veränderungen zeigten als die typischen Bewertungsmetrics der WRRL. Die Gewässerbeurteilung, auch nach Renaturierungen, findet aber oft fast ausschließlich über die Zustandsklasse gemäß WRRL statt. Eine signifikante Verbesserung des ÖZ stellten wir nur in Einzelfällen fest, obwohl die Gewässer insgesamt eine positive Entwicklung zeigten. Es sollte, v.a. bei erheblich veränderten, urbanen Gewässern verstärkt auch auf Biodiversitätsmetrics geschaut werden, um positive Entwicklungen frühzeitiger zu erkennen.

#### **4.1.2 Stillgewässer**

In den untersuchten Teichen traten insgesamt 26 Libellenarten als Larven, 16 Schneckenarten und 39 Arten von Wasserpflanzen, davon 14 Röhrichtpflanzen, auf (Tab. 3). Dabei war die Artenverteilung bei den Libellen gleichmäßiger als die der anderen Gruppen. Immerhin sechs Libellenarten (24 %) kamen in mehr als der Hälfte der Teiche vor, bei den Pflanzen waren es nur 10 % und bei den Schnecken 6 %. Die häufigste Libellenart besiedelte gut 90 % der ausgewählten Teiche. Auch dies unterschied sich recht deutlich zu den anderen Gruppen, wo die häufigsten Arten 60 bzw. 50 % der Teiche besiedelten. Gesamtlisten der gefundenen Arten sind im Anhang (Tab. A3-A5) zu finden.

**Tab. 3.** Artenzahlen der drei Organismengruppen in den untersuchten Teichen und Angaben zur Häufigkeit von Arten.

Taxon	N <sub>Arten</sub> gesamt	N <sub>Arten</sub> in > 50 % der Teiche	häufigste Art % der Teiche
Libellen	26	6	91 % ( <i>Coenagrion puella</i> )
Wasserpflanzen u. Röhricht	39	4	62 % ( <i>Phragmites australis</i> )
Wasserpflanzen	25	1	59 % ( <i>Potamogeton natans</i> )
Schnecken	16	1	51 % ( <i>Radix balthica</i> )

Konsequenterweise unterschieden sich weder die Mediane der Artenzahlen der Libellen (Tab. 4) noch die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften (Tab. 5) zwischen den Unterhaltungs-Typen. Anders war dies bei den Wasserpflanzen (mit oder ohne Röhricht) und den Schnecken, wo die Artenzahlen signifikant unterschieden (Achtung: bei Schnecken  $P=0.059$ ) und auch die PERMANOVAs auf Unterschiede zwischen den Typen hinwiesen.

Die Lebensgemeinschaft der hochgradig mobilen Libellen schien also recht wenig von der Art des Gewässer-managements beeinflusst im Vergleich zu den weniger Schnecken und auch zu den Pflanzen. In den beiden letzten Gruppen gab es klare Unterschiede zwischen den Typen. Bei den Wasserpflanzen lag dies überwiegend daran, dass die mechanisch geräumten Teiche im Median mehr Arten aufwiesen als die beiden anderen. Bei der totalen Artenzahl ( $\gamma$ -Diversität) traf dies nur auf den Vergleich mit den beweideten zu. Die nicht geräumten Teiche waren demnach individuell artenärmer aber untereinander heterogener und wiesen so eine recht hohe Gesamtartenzahl auf. Die Räumung könnte also eine gewisse Homogenisierung erzeugen. Es darf aber nicht übersehen werden, dass viele mechanisch behandelte Teiche recht nah beieinander lagen, was ebenfalls zu Effekten geführt haben könnte. Bei den Schnecken war der Effekt, wie er bei den Pflanzen beschrieben wurde eventuell sogar noch stärker. Allerdings gab es hier die deutlichsten Unterschiede zwischen den beweideten Teichen und den beiden anderen Typen.

**Tab. 4.** Gesamt-Artenzahlen der drei untersuchten Organismengruppen in den drei Managementvarianten der Teiche sowie Median (Min.-Max.) der Artenzahlen. Die Gesamtzahl entspricht der  $\gamma$ -Diversität, der Median der mittleren  $\alpha$ -Diversität der Varianten. Unterschiede in den Artenzahlen der Teiche zwischen den Typen wurden mit Kruskal-Wallis Tests untersucht.

Taxon	"Beweidet"		"Mechanisch"		"Ohne"		Kruskal-Wallis	
	Gesamt	Median	Gesamt	Median	Gesamt	Median	H	P
Libellen	17	6 (5-12)	20	10 (4-20)	23	7 (1-14)	3.301	0,188
Wasserpflanzen und Röhricht	19	5 (0-10)	30	9 (7-15)	30	5 (2-13)	5.432	0,059
Wasserpflanzen	11	3 (0-7)	20	6 (2-9)	19	2 (1-8)	8.615	0,012
Schnecken	8	3 (1-8)	11	4 (1-8)	12	1 (0-9)	10.66	0,005

**Tab. 5.** Ergebnisse von PERMANOVAs (Bray-Curtis-Ähnlichkeiten) zur Analyse der Ähnlichkeit der Lebensgemeinschaften der drei Organismengruppen zwischen den Unterhaltungs-Typen.

Taxon	F	P	Paarweise P-Werte
Libellen	0.981	0.478	-
Wasserpflanzen und Röhricht	2.254	0.003	A: 0.002, C: 0.015
Wasserpflanzen	1.763	0.036	A: 0.005, C: 0.032
Schnecken	2.924	< 0.001	A: 0.001, B: 0.015

A: Beweidet vs. Mechanisch, B: Beweidet vs. Ohne, C: Mechanisch vs. Ohne

Um Effekte von Umweltvariablen, die wiederum von der Bewirtschaftung beeinflusst werden, auf die Lebensgemeinschaften der drei Organismengruppen zu analysieren, haben wir Ordinationen basierend auf den Abundanzdaten mittels DCAs durchgeführt (Anhang: Abb. A7, Tab. A6). Diese erzeugen oft ökologisch sinnvolle Gradienten der Artvorkommen, die sich mit Umweltvariablen in Verbindung bringen lassen. Wir haben dies über einfache Rangkorrelationen der Scores der ersten beiden Achsen der DCAs mit den Messwerten der Umweltvariablen durchgeführt (Tab. 6).

Bei Libellen ergaben sich recht deutliche Korrelationen mit den Variablen Alter des Gewässers und Zeit seit letzter Räumung. Dies deutet darauf hin, dass die Sukzession einen hohen Einfluss hat, der zeitliche Abstand zwischen den Unterhaltungsmaßnahmen und die sich daraus ergebende fortschreitende Sukzession gerade wegen der Mobilität der Libellen einen hohen Einfluss hat. Libellen können Gewässer im korrekten Zustand schnell besiedeln, aber auch schnell wieder „verlassen“, d.h. die Eiablage dort einstellen, z.B. wenn die Vegetation einen gewissen Deckungsgrad erreicht hat, der nicht mehr toleriert wird. Bei den anderen beiden Organismengruppen ist diese Möglichkeit nicht gegeben. Zwar war auch hier das Alter der Teiche relevant, aber nicht die Dauer seit der letzten Maßnahme. Andere relevanten Umweltvariablen, z.B. Fischvorkommen für Libellen, Permanenz und Leitfähigkeit für Pflanzen oder generell für alle die Fläche der Gewässer sind Faktoren, die recht gut bekannt sind und deshalb in diesem Rahmen nicht weiter diskutiert werden müssen. Sie verdecken aber z.T. die Effekte der Unterhaltung in der Analyse.

**Tab. 6.** Korrelationskoeffizienten von Spearman Rang Korrelationen von 15 Umweltparametern mit den Scores der DCA-Achsen 1 und 2 basierend auf der Abundanz der taxonomischen Gruppen: signifikante Korrelationskoeffizienten in fett.

Variables	DCA Achse	Libellen		Schnecken		Wasserpflanzen		ohne Röhricht	
		1	2	1	2	1	2	1	2
Teichfläche		<b>-0.387</b>	<b>0.352</b>	<b>0.446</b>	<b>0.361</b>	0.208	0.121	0.045	0.141
Permanenz		0.001	0.244	0.329	0.153	<b>0.451</b>	-0.326	0.136	-0.133
Distanz z. nächsten Teich		-0.233	-0.004	0.259	0.313	0.004	0.259	0.118	0.189
Alter des Teichs		<b>0.353</b>	0.032	<b>-0.472</b>	<b>-0.346</b>	0.085	-0.266	-0.267	<b>-0.461</b>
Zeit seit letzter Räumung		<b>0.471</b>	0.207	-0.062	-0.282	0.180	-0.273	0.023	-0.230
Leitfähigkeit		-0.302	0.212	0.313	0.201	-0.058	<b>0.406</b>	0.201	0.186
pH-Wert		-0.307	0.272	0.165	0.235	0.189	0.204	0.278	-0.160
Fische		-0.018	<b>0.358</b>	0.065	0.058	0.231	-0.302	0.209	-0.267
Ufer % offen		<b>-0.373</b>	-0.072	0.203	0.185	<b>-0.322</b>	0.175	0.198	0.251
Ufer % Röhricht		0.096	-0.111	<b>-0.336</b>	-0.070	-0.067	-0.233	<b>-0.353</b>	<b>-0.351</b>
Ufer % verbuscht		<b>0.353</b>	0.261	-0.081	-0.181	<b>0.361</b>	0.260	0.214	-0.016
Ufer % zertrampelt		-0.212	-0.149	0.232	0.308	<b>-0.420</b>	0.228	-0.063	0.169
Oberfläche % offen		<b>-0.412</b>	0.164	0.244	0.353	-0.202	0.281	0.163	0.240
Oberfläche % Submerse		0.251	0.088	0.134	-0.117	<b>0.399</b>	-0.066	0.139	-0.046
Oberfläche % Röhricht		0.286	-0.299	-0.196	-0.312	-0.112	<b>-0.373</b>	<b>-0.350</b>	<b>-0.354</b>

## Schlussfolgerungen

- Die unterschiedliche Mobilität von Organismen muss beachtet werden. Mobile Organismen wie Libellen reagieren offenbar schneller auf Unterhaltungsmaßnahmen. Deshalb war bei ihnen der Zeitraum nach der letzten Maßnahme ein wichtiger Faktor, der gleichzeitig Unterschiede zwischen den Unterhaltungsvarianten verschwimmen ließ. Die eingeschränkt mobilen Pflanzen und Schnecken zeigten deutliche Unterschiede zwischen den Unterhaltungsvarianten.
- Die mechanisch geräumten Teiche unterschieden sich nur bei den Pflanzen von den unbehandelten. Mahd scheint als Maßnahme wenig nachhaltig zu sein, da der Effekt nicht lange anhält (meist nur im Jahr der Mahd). Die Räumung setzt die Sukzession dagegen effektiv zurück. Allerdings haben wir beobachtet, dass nach wenigen Zyklen die Maßnahme weniger effektiv zu werden scheint (s. 4.2.3), wenn Schilf eingewandert ist und bei der Räumung die Schilfrhizome letztlich nur noch besser im Teich verteilt werden, was zu einer immer schnelleren Verschilfung führt, die wenig Raum für die meisten Arten lässt.
- Beweidete Teiche unterschieden sich in Artenzahl und -zusammensetzung der Pflanzen und Schnecken, aus den o.g. Gründen aber nicht der Libellen, von den anderen. Generell waren sie artenärmer, was letztlich dadurch zu erklären ist, dass sie durch konstante Beweidung in frühen Sukzessionsstadien gehalten wurden.

- Beweidung kann durchaus eine sinnvolle Alternative der Unterhaltung sein. Allerdings beobachteten wir auch, dass selbst extensive Beweidung einer Fläche zu sehr intensiver Nutzung der Gewässer durch die Weidetiere führen kann, falls die Tiere nur eine Möglichkeit haben zu trinken, das Gewässer klein oder viele Weidetiere vorhanden sind. Dadurch werden dann die Gewässer permanent so übernutzt, dass sie nur für wenige Libellenarten und noch weniger Arten der beiden anderen Gruppen geeignet sind (geringe *alpha*-Diversität). Zumindest bei den Libellen können dies aber durchaus Arten sein, die in ansonsten starker Sukzession unterliegenden Gebieten selten vorkommen. Somit können selbst deutlich überweidete Teiche für die *gamma*-Diversität der Landschaft relativ viel beitragen, sofern nur wenige Teiche so überweidet werden.
- Es erscheint sinnvoll, weiter an Beweidungskonzepten für Teiche zu arbeiten, ähnlich wie an Mahd-konzepten bei Grünlandstandorten. Wann und wie lange sollte mit welchen Weidetieren beweidet werden? Es wäre denkbar, bei starker Verschilfung zunächst mit Hilfe von Wasserbüffeln die Sukzession stark zurück zu setzen, um dann eventuell mit reduzierter Beweidung nur gelegentlich einzugreifen. Sinnvoll scheint es zu sein, mehrere Teiche auf einem Weidekomplex zu haben, die dann sicher unterschiedlich stark genutzt werden, wie Beobachtungen vom Partner *fun* schon andeuten. So können auf größeren Flächen immer verschiedene Sukzessionsstadien von Teichen parallel existieren. Grundvoraussetzung wären sicher große Weideflächen. Wichtig wäre darüber hinaus eine Studie zum tatsächlichen Verhalten der Weidetiere im und am Gewässer.

Die Ergebnisse und Schlussfolgerungen dieser Teilstudie sollen bis Ende Februar in der Zeitschrift Basic & Applied Ecology im Sonderband zum Thema „Urban Blue Biodiversity“ eingereicht werden (s. 6.1.2).

#### 4.1.3 Entwicklung der Libellenvorkommen in Braunschweig

Im Zeitraum von 1980 bis 2018 wurden 56 Libellenarten in Braunschweig nachgewiesen von denen 42 als bodenständig klassifiziert wurden, während die anderen nur gelegentlich auftraten. Insgesamt konnte bei 18 dieser Arten ein positiver Trend und bei zwei Arten ein negativer Trend festgestellt werden. 17 Arten zeigten keine Veränderung und bei zwei Arten war keine Aussage möglich. Bei diesen Daten ist zwar keine direkte Bestimmung der Kausalitäten für Trends möglich – aber wir nehmen an, dass Managementmaßnahmen an den Gewässern durchaus ihren Anteil an den positiven Trend hatten. Die Zunahme der Libellen ist bei den Arten der Fließgewässer vermutlich hauptsächlich auf eine verbesserte Wasserqualität und reduzierte Unterhaltungsmaßnahmen zurückzuführen. Arten der Stillgewässer nahmen ebenfalls zu, wahrscheinlich begünstigt durch Maßnahmen wie z.B. die steten Neuanlagen von Teichen im Stadtgebiet. Die Veränderungen der Libellenfauna sind an einigen Beispielen von typischen Teichlibellen dargestellt (Abb. 11), darunter die FFH-Art *L. pectoralis*.

Art	1982-86	- 1990	- 1994	- 1998	- 2002	- 2006	- 2010	- 2014	- 2018
<i>Brachytron pratense</i>	0	0	0	0.75	0.75	0.75	1.00	1.00	1.00
<i>Sympecma fusca</i>	0	0	0.25	1.00	0.25	0.75	1.00	1.00	1.00
<i>Leucorrhinia pectoralis</i>	0	0.25	0.25	0.50	0.75	0.75	0.25	1.00	1.00
<i>Lestes virens</i>	0.25	0	0	0.50	0.25	0	0.50	0.25	1.00
<i>Aeshna isoceles</i>	0	0	0	0	0.50	0.25	0.75	0.75	1.00

**Abb. 11.** Veränderung der relativen Vorkommen einiger Libellenarten in Braunschweig. Dargestellt ist die Stetigkeit des Vorkommens in 4-Jahresperioden: mit zunehmender Dunkelfärbung ist die Stetigkeit größer (weiß: kein Vorkommen, dunkelgrün Vorkommen in jedem Jahr der 4-Jahresperiode).

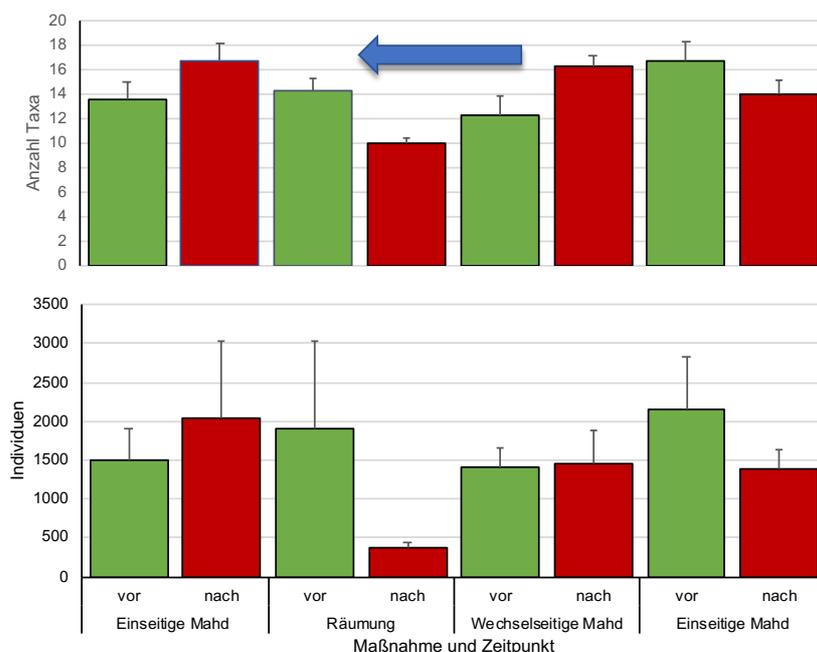
Eine Bestandsanalyse aller fünf im Stadtgebiet gefundenen FFH-Arten, *Coenagrion mercuriale*, *Ophiogomphus cecilia*, *Leucorrhinia albifrons*, *L. caudalis* und *L. pectoralis*, ist im Druck (Metge et al. 2020). Nur *L. albifrons* hat sich nicht im Stadtgebiet angesiedelt. Die vier anderen haben etablierte Populationen und insbesondere *O. cecilia* hat sich in den Fließgewässern weit ausgebreitet. Wir

schlagen alle vier Arten als Zielarten für den Naturschutz vor, da sie vier Gewässertypen repräsentieren: kleine, offene Wiesenbäche (*C. mercuriale*), größere Fließgewässer (*O. cecilia*), kleine Stillgewässer (*L. pectoralis*) und größere Stillgewässer mit Fischbesatz (*L. caudalis*). Besonders interessant war, dass sich im Rahmen einer von uns im Projekt mit untersuchten Revitalisierungsmaßnahme der Wabe in Braunschweig eine weitere FFH-Art, *Coenagrion mercuriale*, angesiedelt hat, die 2018 definitiv noch nicht vorhanden war, als im Rahmen einer Bachelorarbeit der Abschnitt der Wabe untersucht wurde (Prediger 2019). Die Bestandsentwicklung dieser naturschutzfachlich hoch relevanten Art können wir von Anfang an verfolgen, auch in Bezug auf Entwicklung der Revitalisierung.

## 4.2 AP2: Detail-Untersuchungen urbaner Einflüsse auf die Biodiversität

### 4.2.1 Pilotuntersuchung zu Unterhaltungsmaßnahmen

Die Untersuchung von Gabriel (2019) ergab, dass die Anzahl an Taxa und die mittlere Individuendichte im Vergleich der Maßnahmen am stärksten nach der Räumung abnahmen (Abb. 12). Im Räumgut fanden sich aber fast ausschließlich Lumbricidae; das Gros der Organismen wurde abwärts verdriftet. Nicht überraschend war deshalb die höchste Zunahme von Individuen am Ende der Untersuchungsstrecke (einseitige Mahd), wo dann auch die meisten Arten auftraten. Die Auswirkungen auf das Makrozoobenthos ließen auf die zentrale Rolle der Driftaktivität während der Maßnahmen schließen: eine deutliche Abnahme der Individuendichte in der Räumungsstrecke und in der ersten einseitigen Mahdstrecke war nicht durch Tötung der Individuen, sondern durch Verdrift in andere Bereiche zu erklären. Die Strecke mit wechselseitiger Mahd fungierte dabei in gewisser Weise als Filter, der die Abdrift der Organismen unterbrochen hat. Vermutlich ergaben sich durch eine Änderung des Strömungsverlaufs und durch opponierende Vegetationsreste bei der wechselseitigen Mahd gute Möglichkeiten für die meisten Organismen, die Drift zu unterbrechen. Nur *Gammarus pulex* nahm in fast allen Abschnitten ab und driftete vermutlich weiter abwärts, ohne in der wechselseitigen Mahd aufgehalten zu werden.



**Abb. 12.** Effekte von Unterhaltungsmaßnahmen am Springbach. Dargestellt sind die mittlere Anzahl von Taxa (oben) und die mittlere Individuendichte (jeweils  $\pm$  SD) in den vier Abschnitten des Springbachs vor und nach der Unterhaltungsmaßnahme; der Pfeil gibt die Fließrichtung an.

---

Das Experiment ergab, dass Bereiche mit wechselseitiger Mahd negative Driftwirkungen deutlich reduzieren; dieser Typ der Unterhaltung ist somit zu bevorzugen. Auch stehengelassenen Bereiche ohne Gewässerunterhaltung dürften die Auswirkungen von einseitiger Mahd und Räumung reduzieren, da sie eine Filterwirkung gegen Drift ausüben und als Startpunkte der Wiederbesiedelung dienen können. Falls beidseitige Mahd oder gar Räumung nicht vermieden werden kann, können deshalb kleinräumige Unterhaltungsmaßnahmen mit „Erholungsräumen“ (ohne Unterhaltung oder mit wechselseitiger Mahd) zwischen den unterhaltenen Abschnitten ebenfalls Folgen für die Biozönose abmildern.

Die methodische Arbeit zum Einsatz eines Lidars für die strukturelle Erfassung von Auswirkungen von Unterhaltungsmaßnahmen (Altmann 2019) erbrachte trotz des großen Einsatzes des Studenten zunächst keine eindeutigen Erkenntnisse darüber, ob die Technik in diesem Zusammenhang sinnvoll ist. Es sind deutlich mehr Forschungen nötig, die aber im Projekt nicht geleistet werden konnten – und auch nicht Teil des Projektantrages waren. Auf Details soll deshalb hier nicht weiter eingegangen werden.

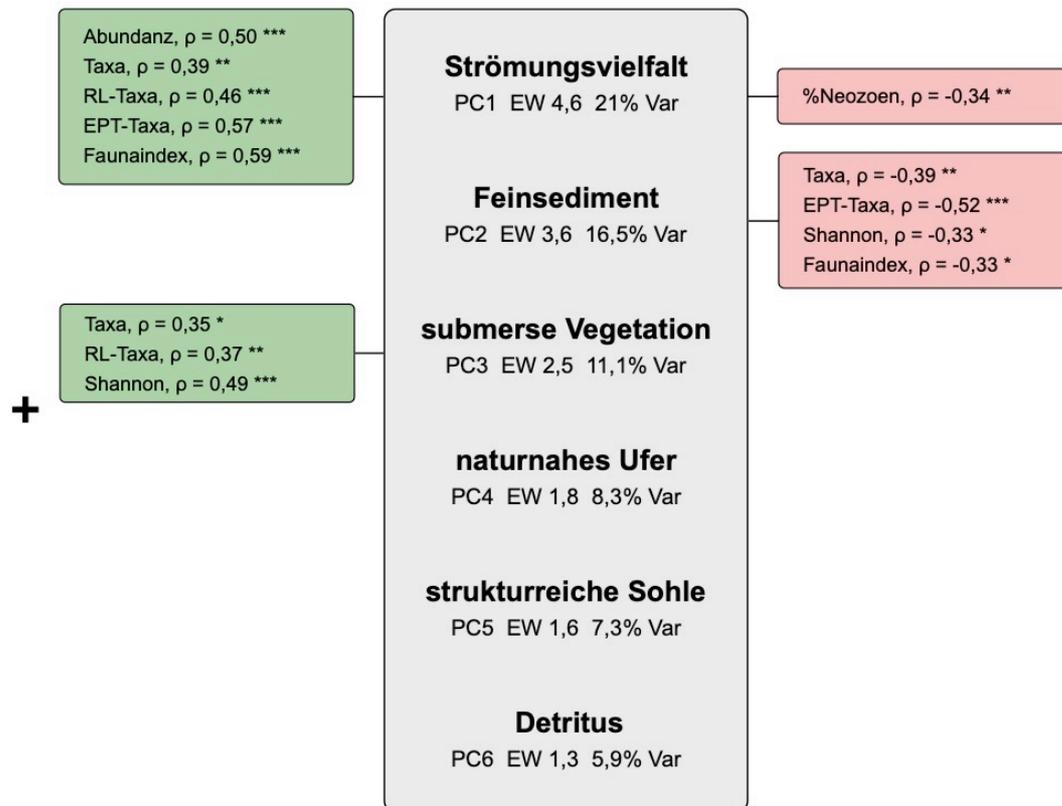
## **4.2.2 Urbane Einflussfaktoren auf die Biodiversität**

### **Fließgewässer**

Die Untersuchung ergab, dass mit der Strömung zusammenhängende Umweltvariablen (wie Strömungsdiversität und Sauerstoffsättigung) den größten Einfluss auf die Biodiversität hatten. Frei strömende Gewässer hatten im Vergleich zu regulierten und solchen mit hydromorphologischen Defiziten eine höhere Artenvielfalt, einschließlich EPT- und Rote Liste-Arten sowie einen höheren Faunaindex. Eine gut ausgeprägte submerse Vegetation förderte ebenfalls die Biodiversität. Negative Einflüsse traten dagegen bei hohem Feinsedimentanteil in der Gewässersohle auf (Abb. 13).

Es ließen sich sieben Gewässertypen identifizieren. Gut fließende Gewässer erreichten die besten Werte für sämtliche Biodiversitätsmetrics und hoben sich deutlich von den anderen Gewässertypen ab. Gewässer mit erhöhter Ammonium-Konzentration und erhöhtem chemischen Sauerstoffbedarf sowie solche mit Schlammauflage auf der Sohle erreichten dagegen die schlechtesten Werte und fielen durch gestörte Artengemeinschaften mit erhöhtem Neozoenanteil auf. Die anderen vier Gewässertypen lagen im Mittelfeld, wobei Gewässer mit naturnahem Umfeld einen höheren Anteil Rote Liste-Arten aufwiesen. An moderat gestörten, oft gut fließenden urban oder landwirtschaftlich geprägten Gewässern sowie den größeren Stadtgräben inkl. der Okerumflut kam eine höhere Zahl an EPT-Taxa vor. An sehr vegetationsreichen, teils verschilften Gräben ließ sich ein erhöhter Anteil an Litoralarten feststellen.

Aus den Ergebnissen lässt sich schließen, dass neben einer ausreichend guten Wasserqualität gute Strömungsverhältnisse und die damit verbundene Ausprägung der Sohle und aquatischen Vegetation wesentlich für eine artenreiche, fließgewässertypische Makrozoobenthoszönose sind. Feinsedimentablagerungen sowie großflächiges Verkrauten oder Verschilfen der Gewässersohle, die mit ungünstigen Strömungsverhältnissen und verminderter Wasserqualität einhergehen, wirken sich dagegen negativ aus.



**Abb. 13.** Einflussfaktoren auf die Biodiversität in Braunschweiger Fließgewässern. Die mittlere Box enthält die mit der Hauptkomponentenanalyse ermittelten Wirkfaktoren (Goertzen & Eggers 2017). EW: Eigenwert, Var: Anteil der erklärten Varianz. Die linken/rechten Boxen zeigen signifikante positive/negative Korrelationen mit den Biodiversitätsmetrics.  $\rho$  – Korrelationskoeffizient (Spearman's rho), Signifikanzniveau: \*\*\*  $p < 0,001$ , \*\*  $p < 0,01$ , \*  $p < 0,05$ .

Die Studie von Herden (2018) ergab, dass sich die Bewertung des Ökologischen Zustandes zwischen verbauten und unverbauten Abschnitten bei der Hälfte der Probestellen nicht unterschied, bei drei Probestellen im verbauten Abschnitt besser und bei zwei Probestellen im unverbauten Abschnitt schlechter war. Bei Letzteren befand sich der unverbauter Abschnitt in einem recht naturnahen Zustand, während die anderen überwiegend deutlich begründet und stärker anthropogen überprägt waren. Generell wurden die Ergebnisse durch individuelle Unterschiede in den Artengemeinschaften der einzelnen Untersuchungsgewässern beeinflusst. Die wichtigste Erkenntnis hier war, dass der Saprobienindex in verbauten Abschnitten signifikant bessere Werte erreichte als in unverbauten ( $p < 0,05$ ). Die randomForest-Analyse für diese Daten ergab, dass die Artengemeinschaften neben dem Substrattyp vom untersuchten Gewässer abhängen. Das Lithal ließ sich am deutlichsten von den anderen Substraten abgrenzen. Lithal war erwartungsgemäß in verbauten Abschnitten mit Abstand am häufigsten vertreten, während in unverbauten Abschnitten überwiegend Phytal, Psammal und POM auftraten. Beim Vergleich der Metrics ließen sich Unterschiede besonders zwischen POM und Lithal nachweisen. Zwar wies POM zusammen mit Phytal tendenziell die höchsten Taxazahlen auf. Jedoch kamen dort signifikant weniger gewässertypspezifische Taxa und tendenziell auch weniger EPT-Taxa vor als im Lithal und auch der Saprobien- und Faunaindex waren dort signifikant schlechter. Das Lithal erreichte bei den besagten Metrics meist die besten Werte.

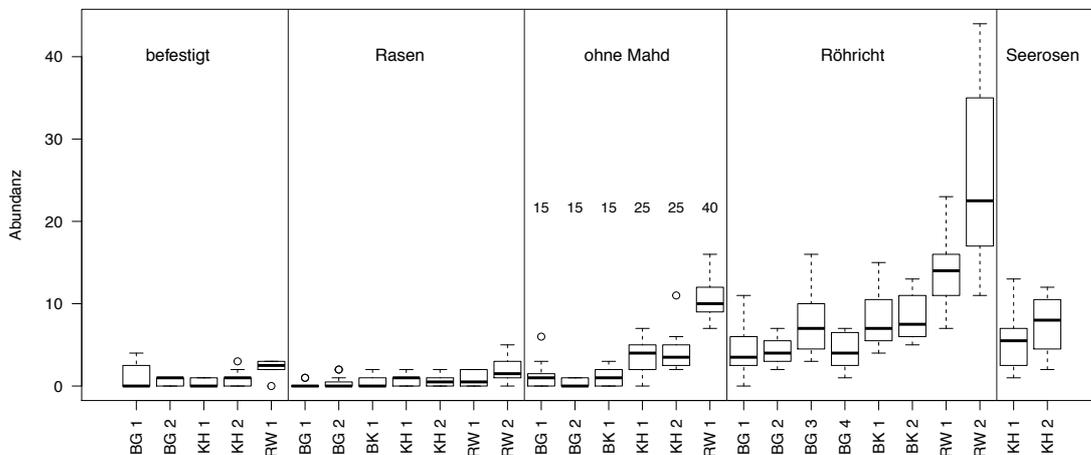
Die Ergebnisse lassen darauf schließen, dass lokaler Ufer- und Sohlverbau in urbanen Gewässern nicht grundsätzlich als negativ angesehen werden muss. In verbauten Abschnitten konnten sogar bessere WRRL-Bewertungsmetrics nachgewiesen werden, da dort durch die eingebrachten Strukturen Hartsubstrate sowie eine höhere Strömungsgeschwindigkeit und -diversität vorhanden waren. In Gewässern, die natürlicherweise über diese Eigenschaften verfügen (z.B. RBG, MR1), waren solche

positiven Effekte nicht nachweisbar. Gleichzeitig zeigte sich, dass in unverbauten, aber begradigten Gewässerabschnitten mehr organische sowie feinkörnige Substrate vorhanden waren, von denen insbesondere F/CPOM schlechtere Werte für fließgewässerrelevante Metrics erreichte. Hier ist anzunehmen, dass dies ein Ergebnis der für urbane Gewässer typischen hydromorphologischen Degradation ist.

## Städtische Parkteiche

Die Vegetation von Parkteichen, in Form von aquatischer und Ufervegetation, spielen eine bedeutende Rolle für die Libellendiversität. In Exclosure-Versuchen führte die Zugänglichkeit von Prädatoren (Wasservögel und Fische) zu keinen Unterschieden in der Larvendichte, wohl aber die Präsenz von Wasserpflanzen. Der Exclosure-Versuch ergab, dass vor Prädation geschützte Libellenlarven auch in einem libellenlarvenfreien Teich mit sehr hoher Fisch- und Wasservogeldichte überleben und sich weiter entwickeln konnten. Für die Ufervegetation stellte sich heraus, dass es in Transekten mit Röhricht oder Wasserpflanzen eine höhere Individuendichte von Libellenimagines gab als in Transekten mit Rasen oder Uferverbau (Abb. 14). Ähnliches galt für die Artenzahl. Fortpflanzungsaktivität konnte ausschließlich in Transekten mit Röhricht oder Wasserpflanzen beobachtet werden. Der in einigen Transekten für eine Saison unterlassene Rasenschnitt wirkte sich positive auf die Libellenvielfalt aus, wenn die Vegetation eine ausreichende Wuchshöhe erreichte.

Aus den Ergebnissen lässt sich schließen, dass eine naturnähere Entwicklung von Parkteichen mit einer gewässertypischen Ufer- und Submersvegetation für die Erhöhung der Libellendiversität essentiell ist. Wasservögel und Fische können bei hoher Dichte eine negative Rolle als Prädatoren von Libellenlarven spielen. Ein noch bedeutender Einfluss geht von ihnen aber dadurch aus, dass sie Fraßdruck auf die Vegetation ausüben und durch starke Eutrophierung sowie Wühlaktivitäten im Sediment eine Wassertrübung bewirken, die das Aufkommen von aquatischer Vegetation verhindert.

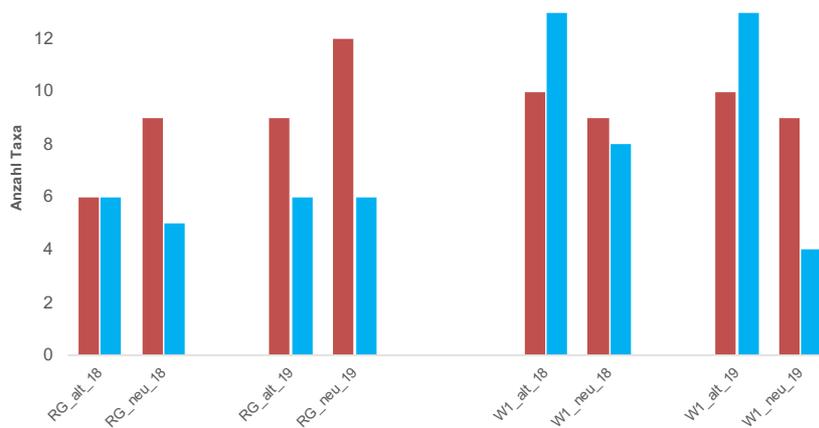


**Abb. 14.** Mittlere Anzahl Libellenimagines pro Transekt an unterschiedlichen Uferstrukturen von Parkteichen in Dortmund. Beschriftung X-Achse: Kürzel der Teichnamen mit laufender Nummer des jeweiligen Transekttyps (Westfalenpark: BG großer Buschmühlenteich, BK kleiner Buschmühlenteich, KH Kaiserhainteich; RW Revierpark Wischlingen). Die Zahlen über den Transekten „ohne Mahd“ geben die maximale Vegetationshöhe [cm] an.

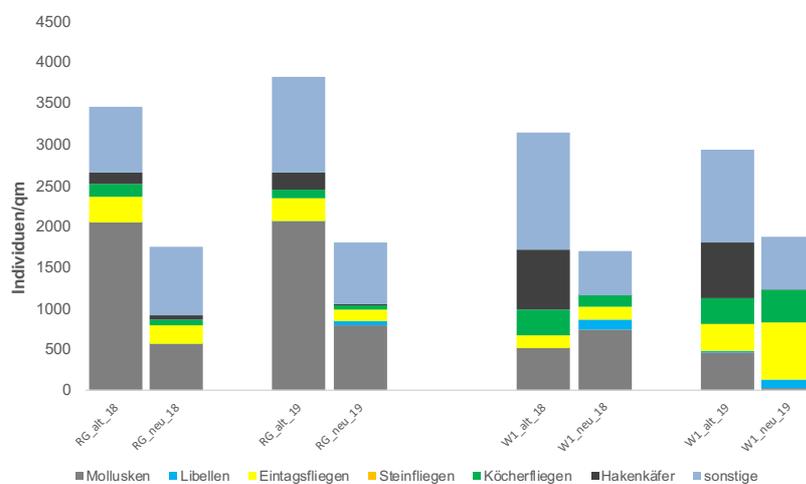
## 4.2.3 Neu-/Wiederbesiedlungsmechanismen nach Eingriffen

### Fließgewässer

An den beiden untersuchten Gewässern war die Anzahl der innerhalb eines Untersuchungsjahres nachgewiesenen Taxa im neuen Lauf (leicht) höher als im alten Lauf. Mehr als die Hälfte der Taxa kam jeweils gemeinsam in beiden Abschnitten vor, weitere Taxa unterschieden sich zwischen den Gewässerabschnitten. Im Reitlingsgraben war die Anzahl gefährdeter Taxa (gemäß Roter Listen von Deutschland und Niedersachsen) im neuen Abschnitt in beiden Untersuchungsjahren höher, fließgewässertypspezifische Taxa unterschieden sich kaum (Abb. 15). In der Wabe dagegen war die Anzahl fließgewässertypspezifischer Taxa im alten Abschnitt deutlich, die Anzahl gefährdeter Taxa leicht höher.



**Abb. 15.** Anzahl gefährdeter (nach RL D und RL NDS; rot) und gewässertypspezifischer Taxa (blau) vor (alt) und nach Anlage eines neuen Laufs (neu) im Reitlingsgraben (RG) und in der Wabe (W1).



**Abb. 16.** Zusammensetzung der Artengemeinschaften vor (alt) und nach Anlage eines neuen Laufs (neu) im Reitlingsgraben (RG) und in der Wabe (W1).

Die Abundanz war in beiden Gewässern im alten Abschnitt höher (Abb. 16). Die Abundanz einzelner Artengruppen unterschied sich deutlich zwischen den Gewässern und den Abschnitten. So war die Schnecke *Potamopyrgus antipodarum* im alten Abschnitt des Reitlingsgrabens mit sehr hoher Abundanz vertreten. Die Individuenzahl von Eintags- und Köcherfliegen sowie Hakenkäfern war im alten Abschnitt etwas höher. Diese drei Gruppen waren ebenfalls im alten Abschnitt der Wabe sehr prominent. Im neuen Abschnitt der Wabe gab es die größten Veränderungen: Während zu Beginn die Schnecke *Radix balthica* in hoher Abundanz auftrat, machten Eintags- und Köcherfliegen im zweiten Jahr einen großen Anteil an der Artengemeinschaft aus. Bei den Eintagsfliegen ist dies jedoch auf ein hochabundantes Vorkommen der beiden Arten *Caenis macrura* und *C. luctuosa* zurückzuführen. Zudem machten Libellen (nur) im neuen Abschnitt einen erkennbaren Anteil des Artenspektrums aus.

---

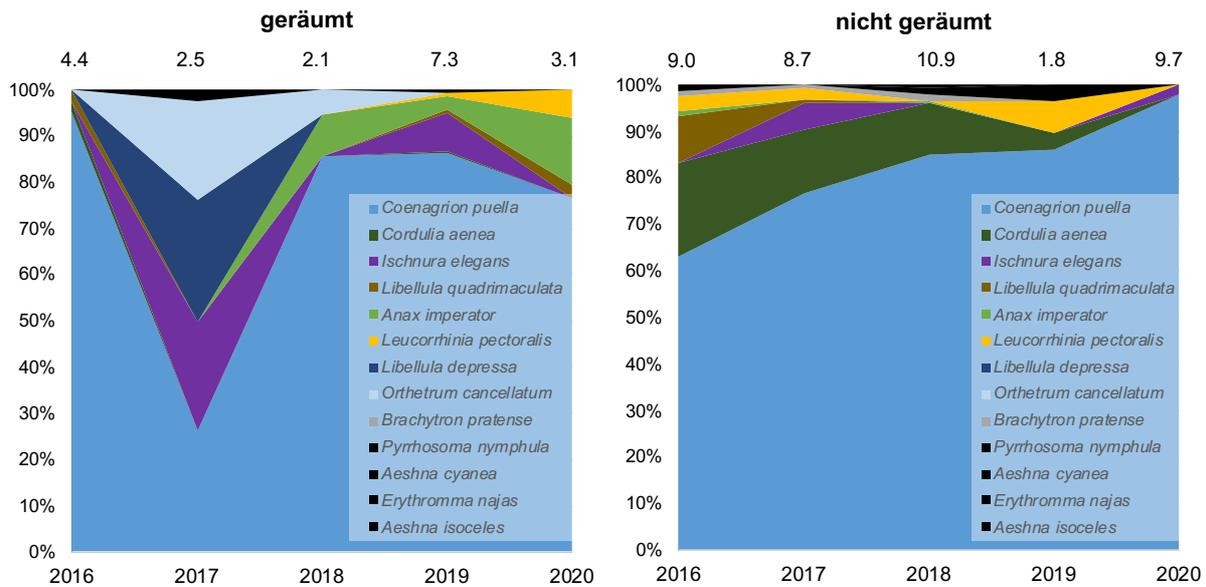
Die Studie von Prediger (2019) ergab ebenfalls, dass die Libellendiversität im renaturierten Abschnitt der Wabe höher war als im begradigten Lauf, was sich mit der höheren Strukturvielfalt der Vegetation erklären lässt. Neben einigen verbreiteten Arten wurden größere, reproduzierende Vorkommen von drei in der Region seltenen Arten nachgewiesen: *Orthetrum brunneum*, *O. coerulescens* sowie *Ischnura pumilio*. 2019 kam die FFH-Art *Coenagrion mercuriale* hinzu, so dass jetzt fast das gesamte typische Spektrum von Wiesenbächen vertreten ist. Nur im alten Lauf gab es dagegen ein reproduzierendes Vorkommen der FFH-Art *Ophiogomphus cecilia*. Ob sich diese Art in den neuen Lauf ausbreitet, bleibt abzuwarten. Die Strukturen sind dafür eventuell grenzwertig. Dieser Fall zeigt recht gut einen gelegentlich auftretenden Konflikt für die Planung: naturschutzrelevante Arten vs. Artenreichtum.

Samuel (2019) konnte zeigen, dass eingebrachtes Totholz sowohl in renaturierten als auch in nicht renaturierten Abschnitten der Wabe sehr schnell von Makrozoobenthosorganismen besiedelt wurde. Die auf dem Totholz nachgewiesenen Artengemeinschaften variierten zwischen beiden Abschnitten und waren jeweils ein Subset der Artengemeinschaften der Gewässerabschnitte.

Die Ergebnisse dieser exemplarischen Untersuchung deuten darauf hin, dass Auswirkungen von Eingriffen und anschließende Wieder- bzw. Neubesiedlungsprozesse zwischen den betroffenen Gewässern variieren. Trotz eines ähnlichen Artenspektrums entwickelten sich die Artengemeinschaften im neuen und alten Abschnitt sehr unterschiedlich. Nach einer kurzen Initialphase, die in beiden neuen Gewässerabschnitten eine deutliche gestörte Artengemeinschaft aufwies, entstanden in kurzer Zeit Strukturen für neue und schützenswerte Arten wie die FFH-Art *Coenagrion mercuriale*. Gleichzeitig handelt es sich bei diesen neuen Arten aber nur bedingt um fließgewässertypische Arten, die zu einer guten/besseren WRRL-Bewertung führen. Solche rheophilen Taxa waren bisher im alten Abschnitt (speziell der Wabe) stärker vertreten. Erwähnt werden muss hier die Besonderheit, dass im alten Abschnitt bereits eine dem guten Zustand genügende Makrozoobenthoszönose etabliert war. Die mittel- bis langfristige Entwicklung der Gewässerabschnitte muss für finale Aussagen noch abgewartet und soll untersucht werden.

### **Stillgewässer**

Die beiden als Dauerprobestellen untersuchten Teiche unterschieden sich insbesondere im Frühjahrsaspekt recht deutlich in der Entwicklung der Libellenzönosen über die fünf Untersuchungsjahre (Abb. 17). Im 12 Jahre nicht geräumten Teich nahm mit leichten Schwankungen der Anteile die schon dominante Art *Coenagrion puella* immer weiter zu, die Gesamtzahl an Arten ab; 2020 konnte auch die FFH-Art *Leucorrhina pectoralis* nicht mehr gefunden werden. Im 2015 geräumten Teich ergab sich 2017 eine klare Änderung der Zönose mit einem Einbruch der dominanten Art *C. puella* und verstärktem Auftreten von Arten, die offene Gewässer bevorzugen (*Libellula depressa*, *Orthetrum cancellatum*). Die Verzögerung entsprach recht gut der einer erwarteten Besiedlung in 2016 und dem dann in den Proben im Frühjahr 2017 folgenden Auftreten der Larven dieser Arten. Bei *Anax imperator* betrug diese Verzögerung zwei Jahre, während die *L. pectoralis* erst nach drei Jahren auftrat. Begleitet wurde dies mit dem Verschwinden von *L. depressa* und *O. cancellatum*. Der Grund war hier eine sehr schnell ablaufende Sukzession der Wasserpflanzen- und Röhrichtbedeckung. Vor allem Schilf, dessen Rhizome sichtbar beim Ausbaggern verteilt wurden, trat massiv auf, so dass auch die Libellenzönose recht schnell in spätere Sukzessionsstadien überging. Die Sukzession lief in diesem Teich deutlich schneller ab als in jenem, der schon lange nicht mehr behandelt wurde und bei dem zum Zeitpunkt der Räumung weniger Schilf vorhanden war, dessen Rhizome verteilt werden konnten. Bei der Interpretation muss aber bedacht werden, dass zunehmende Trockenheit, insbesondere 2018 und 2019 nach einem sehr feuchten Jahr 2017, ebenfalls Effekte auf die Teichzönosen gehabt haben könnten, obwohl keiner der Teiche völlig ausgetrocknet war.



**Abb. 17.** Veränderung der Libellenfauna im Frühjahrsaspekt zweier benachbarter Teiche im Klei: eines 2017 geräumten Teiches und eines seit mindestens 12 Jahren nicht behandelten Teiches. Dargestellt sind die kumulierten %-Anteile der häufigsten Arten; die seltenen sind zusammengefasst. Die Zahlen oben beschreiben die mittlere Anzahl Larven pro Kescherzug.

Wir schließen aus diesen Beobachtungen, trotz ihres etwas episodischen Charakters (keine Wiederholungen), dass auf lange Sicht die mehrfache Räumung solcher Naturschutzteiche zunehmend weniger effektiv sein wird, da immer schnellere Verschilfung eintritt. Auch aufgrund der hohen Kosten sollten deshalb andere Methoden besser untersucht werden, z.B. Einsatz von Weidetieren. Wobei hier bei Teichen mit sensiblen Arten erst eine sinnvolle Methode der Beweidung etabliert werden muss (s. 4.1.2).

## 4.3 AP3 Entwicklung und Evaluation eines Managementkonzeptes

### 4.3.1 Managementkonzept für urbane Fließgewässer

Das Ziel unseres Projektes war die Entwicklung eines umfassenden Managementkonzeptes für urbane Fließgewässer auf Basis evaluierter Unterhaltungsmaßnahmen. Während der Bearbeitung stellte sich heraus, dass die Entwicklung eines allgemeingültigen Konzeptes aus verschiedenen Gründen nicht sinnvoll war (s. Kapitel 6). Dennoch konnten wir insbesondere für Fließgewässer biodiversitätsfördernde Faktoren identifizieren, eine allgemeine Evaluation der in Braunschweig angewendeten Unterhaltungsmaßnahmen durchführen und daraus Ziele und Empfehlungen für ein ökologisch orientiertes Gewässermanagement ableiten. Diese Ergebnisse können bei der Entwicklung von Unterhaltungsplänen durch Unterhaltungsverbände oder bei der Erstellung einer kommunalen Biodiversitätsstrategie wichtige Orientierungshilfen geben.

### Einflussfaktoren auf Biodiversität und ökologischen Zustand

Wir konnten die *Strömung* als einen der wichtigsten Einflussfaktoren identifizieren. Gut durchströmte Gewässer wiesen in der Regel eine höhere Biodiversität und eine bessere WRRL-Bewertung auf und zeigten bei extensiver Unterhaltung häufig ohne weiteres Zutun eine positive Entwicklungstendenz. Im Gegensatz dazu waren Gewässer mit hydromorphologischen Defiziten oder einem Anstau in einem schlechteren Zustand. Dies spiegelte sich auch in den Sohlsubstraten wider: großflächige Feinsedimentablagerungen, die bei geringer oder fehlender Strömung entstehen, erreichten schlechtere

---

Werte bei den Bewertungsmetrics als grobkörnigere Substrate (Akal, Lithal), deren Auftreten gewöhnlich mit einer stärkeren Durchströmung verbunden ist. Als weiteren wichtigen Einflussfaktor identifizierten wir die *Vegetation*, die eine erhöhte Biodiversität bewirkte. Dies bezieht sich insbesondere auf fließgewässertypische Vegetation wie Polster flutender Submersvegetation. Ruhig strömende Gewässerabschnitte mit einer ausgeprägten aquatischen Vegetation erreichten oft eine hohe Artenvielfalt, jedoch mit einem hohen Anteil an Litoralarten. Bei stark verkrauteten oder verschilften Gewässern war der positive Effekt der Vegetation meist weniger deutlich. Hinsichtlich des Vorhandenseins von Randstreifen mit naturnaher Vegetation konnten wir keine direkten, signifikanten Zusammenhänge mit der Makrozoobenthosdiversität feststellen. Diese Vegetation konnte aber zu einer leichten Förderung gefährdeter Arten sowie zur strukturellen Verbesserung der Gewässer beitragen, insbesondere wenn Gehölze vorhanden waren. Nicht zuletzt spielte auch die *Wasserqualität* eine Rolle, da eine hohe Sauerstoffsättigung positive Effekte auf die Etablierung fließgewässertypischer Zönosen zeigte, während unter einer stärkeren Belastung (z.B. hoher CSB-Wert) nur noch artenarme, stark degradierte Zönosen vorkamen.

### **Ziele der Unterhaltung**

Eine ökologische Gewässerunterhaltung sollte sich an den identifizierten Einflussfaktoren orientieren, um möglichst effektiv zu sein. Auf Basis unserer Erkenntnisse sollte die *Förderung einer eigendynamischen Gewässerentwicklung* durch Schaffung guter Strömungsverhältnisse im Fokus stehen, da sich unter diesen Umständen Verbesserungen der Biodiversität und des ökologischen Zustandes als sehr wahrscheinlich erwiesen haben. Ziel sollte ebenfalls eine extensive Gewässerunterhaltung sein, bei der auf regelmäßige Eingriffe in die Sohle und vollständige Krautung der Submersvegetation verzichtet wird und bei der auch Teile der Ufervegetation erhalten bleiben. Dies kann zur *Entwicklung einer gewässertypischen Vegetation* beitragen. Auf Maßnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität soll in diesem Rahmen nicht eingegangen werden. Generell empfehlen wir jedoch, dass vor Erstellung eines Unterhaltungsplanes oder einer Maßnahmenplanung die individuelle Gewässersituation erfasst und hinsichtlich bestehender Qualitäten und Defizite (Artenspektrum, strukturelle Besonderheiten) beurteilt werden sollte.

### **Evaluation der angewendeten Unterhaltungsmaßnahmen**

*Eingriffe in die Gewässersohle:* Eine intensive Unterhaltung mit regelmäßigen Eingriffen in die Gewässersohle oder Submersvegetation stellen wiederholte Störungen dar, wie wir exemplarisch für den Mähkorb- und Mähbooteinsatz zeigen konnten. Das Gewässer und seine Vegetation werden immer auf denselben Entwicklungsstand zurückgesetzt, so dass keine langfristige Sukzession und Etablierung stabiler Artengemeinschaften entstehen kann. Gleichzeitig werden durch die Maßnahmen regelmäßig Entwicklungsstadien vieler Wasserorganismen (z.B. Eigelege in Wasser- oder Uferpflanzen) zerstört, so dass immer wieder Neubesiedlungen stattfinden müssen. Solche Maßnahmen sollten möglichst unterlassen oder mit schonenderen Maßnahmen wie einer Stromstrichmahd ersetzt werden. Bei lokalen oder unregelmäßigen Sohlräumungen zur Entschlammung konnten wir in den Einzelfallbetrachtungen keine Auffälligkeiten feststellen. Auch auf der Pilotstrecke zeigte sich, dass die Makrozoobenthosorganismen mit verstärkter Drift auf die Maßnahme reagierten und im Gewässer verblieben, so dass eine mittelfristige Wiederbesiedlung des geräumten Abschnittes anzunehmen ist. Gegen solche Maßnahmen ist nach unserer Erkenntnis nichts einzuwenden, wenn sie lokal, nur unregelmäßig nach Bedarf und schonend umgesetzt werden.

*Böschungsmahd:* Die Böschungsmahd erwies sich als schonender als ein Mähkorbeinsatz, wie wir an Einzelbeispielen zeigen konnten. Bei einer durchgängig beidseitigen Mahd stellten wir an der Mehrzahl der Probestellen jedoch eine unterdurchschnittliche Biodiversität und WRRL-Bewertung fest, die auch kaum positive Entwicklungstendenzen zeigten. Hier kann das vollständige (bei zweimaliger Mahd wiederholte) Entfernen der Ufervegetation bewirken, dass ebenfalls keine Sukzession und Entwicklung naturnäherer Vegetation möglich ist. Auch können bestimmte Pflanzenarten durch die Mahd gefördert werden (vgl. WVT 2020) und artenarme Bestände ausbilden. Dies kann eine Besiedlung durch Taxa,

---

deren Entwicklung mit der betroffenen Vegetation zusammenhängt, ausschließen. In solchen Fällen sollte die Möglichkeit zur Umstellung auf eine ein- oder wechselseitige Mahd oder geringere Mahdhäufigkeit geprüft werden. Bei der Umstellung auf wechselseitige Mahd konnten wir die umfassendsten positiven Veränderungen nachweisen. Auf der Pilotstrecke schien der Abschnitt mit wechselseitiger Mahd Teile der in die Drift gegangenen Organismen aufzufangen und vor Verdriftung zu bewahren. Die wechselseitige Mahd ermöglicht zumindest teilweise eine Sukzession der Ufervegetation, da sich am ungemähten Ufer Hochstauden- oder Gebüschsäume statt einer Wiese entwickeln können. Dies kann die strukturelle Weiterentwicklung der Gewässer begünstigen. Zudem fördert die stehengelassene Vegetation Rückzugsräume z.B. für adulte Wasserinsekten, Schutzzone gegen ungünstige Witterungsverhältnisse sowie Erhalt von Eigelegen in der Vegetation.

*Bedarfsunterhaltung:* Bei der langfristigen Bedarfsunterhaltung konnten wir an den meisten Gewässern bereits einen guten Zustand und eine hohe Biodiversität feststellen, was sich durch eine längerfristige, weitgehend störungsarme, eigendynamische Gewässerentwicklung erklären lässt. Wenn dies möglich ist, ist diese Unterhaltungsform anzustreben, zumindest bei größeren, abflussstarken Gewässern, bei denen anzunehmen ist, dass sie sich eigendynamisch entwickeln und erhalten können. Dies kann jedoch in Konflikt mit der Umlandnutzung stehen. Das Beispiel nördlichen Oker mit großflächig extensiver Aue zeigt, dass eine solche Entwicklung möglich sein kann. Bei gehölzfreien, kleinen Gewässern mit geringer Wasserführung kann das Ausbleiben jeglicher Unterhaltung Verlandungsprozesse bewirken, die mit reduzierter Fließgeschwindigkeit, Ablagerung von Feinsediment oder weiterem Wasserverlust durch Evapotranspiration des dichten Bewuchses einhergehen können.

*Instandhaltung:* Instandhaltungsmaßnahmen haben wir nicht explizit untersucht, zumal sie auch nicht regelmäßig durchgeführt wurden. Wir konnten jedoch mehrfach beobachten, dass verfallende Ufersicherung sowie kleine Uferabbrüche an unkritischen Stellen Strukturen (z.B. Reste von Holzfaschinen, ausgelöste Steine) in sonst strukturarme Gewässer bringen. Diese konnten die Strömungsdiversität erhöhen und eine Lauf- und Sohlentwicklung selbst initiieren, der oft eine Verbesserung des ökologischen Zustandes folgte. Solche Entwicklungsprozesse wurden durch wechselseitige Mahd weiter gefördert. Auch der Vergleich zwischen verbauten und unverbauten Gewässerabschnitten zeigte, dass Verbaustrukturen die Gewässerbewertung nicht verschlechtern und sogar sonst seltene Taxa (rheophile Hartsubstratbesiedler) fördern können. Bei Revitalisierungen bewirkten nachträgliche Ufersicherungsmaßnahmen (Anschüttung von Kies) oder der Einbau von massiven Strömungslenkern eine Verbesserung der Strömungsverhältnisse und damit auch des ökologischen Zustandes. Lokale Verbaustrukturen müssen also nicht entfernt werden und können (in hydromorphologisch degradierten Gewässern) mitunter die strukturelle Gewässerentwicklung fördern.

*Revitalisierung:* Revitalisierungsmaßnahmen führten nicht grundsätzlich zu Verbesserungen von Biodiversität und ökologischem Zustand. Die Einzelfallbetrachtungen zeigten exemplarisch, dass ein Gewässerumbau eine starke Störung darstellen und eine bereits annähernd fließgewässertypische Artengemeinschaft auf ein gestörtes Pionierstadium zurücksetzen und somit eine Verschlechterung (v.a. nach Kriterien der WRRL) bewirken kann. Auch konnten Verbesserungen des Makrozoobenthos ohne Revitalisierungsmaßnahme allein durch Extensivierung der Eingriffe in ein Gewässer erreicht werden. In anderen Fällen traten Verbesserungen erst nach weiteren Maßnahmen zur Strömungsoptimierung ein. Die Untersuchungen zur Wiederbesiedlung zeigten ebenfalls, dass – trotz bereits hoher Biodiversität und dem Vorkommen schützenswerter Arten – der Anteil fließgewässertypischer Arten noch gering ist. Eine Entwicklung einer fließgewässertypischen Artengemeinschaft sowie eine Verbesserung des ökologischen Zustandes konnten wir meist dann feststellen, wenn die Revitalisierungsmaßnahmen den Fließgewässercharakter des Gewässers förderten. Nach diesen Maßnahmen stellten sich unmittelbar fließgewässertypische Arten ein und bewirkten positive Veränderungen. Dies lässt vermuten, dass ausbleibende Verbesserungen vielmehr auf strukturelle Defizite der Maßnahmen hinweisen, als auf eine lange Regenerationszeit (zumindest wenn zu erwartende Taxa in der Region vorhanden sind). Bei der Planung von Revitalisierungsmaßnahmen sollte ihre Notwendigkeit abgewogen und konkrete Ziele für ihre Entwicklung definiert werden. Nicht alle Ziele können vereinbart werden und nicht alle werden zu einer Entwicklung hin zum guten ökologischen Zustand führen, wie er derzeit durch das verwendete

---

Indikatorsystem nach Vorgabe der WRRL ermittelt wird. Hohe Biodiversität kann auch in Gewässern erreicht werden, die diese Vorgabe nicht erfüllen.

## Leitbilder

Unsere Leitbilder konnten wir auf folgende Weise integrieren:

- Die Erhöhung der aquatischen Biodiversität einschließlich der fließgewässertypischen Arten sowie die Entwicklung eines guten ökologischen Zustandes gemäß WRRL haben wir berücksichtigt, indem wir bei unseren Analysen Metrics verwendet haben, die genau diese Leitbilder beschreiben. Wir stellten fest, dass die Ergebnisse zwischen Biodiversitäts- und WRRL-Metrics nicht immer konform waren. Einige Probestellen mit hoher Biodiversität und Vorkommen schützenswerter Arten erreichten keinen guten Zustand; die Probestellen entsprachen nicht dem gewässertypischen Leitbild. Um diesen Konflikt zu lösen, kann ein gesamtstädtischer Ansatz sinnvoll sein, der zum Ziel hat eine hohe gamma-Diversität zu erreichen. So kann im Vergleich aller Probestellen entschieden werden, an welchen Gewässerabschnitten ein Nicht-Erreichen des guten ökologischen Zustandes zugunsten einer hohen Biodiversität oder besonderer Artvorkommen akzeptiert werden kann.
- Die FFH-Richtlinie wird in diesen Empfehlungen nicht explizit berücksichtigt; für diese haben wir aber einen gesonderten Leitfaden entwickelt (s.u.). Dem Artenschutz kann darüber hinaus Rechnung getragen werden, indem der vom NLWKN im März 2020 veröffentlichte *Leitfaden Artenschutz – Gewässerunterhaltung* zu Rate gezogen wird, der grundsätzlich auch in urbanen Gewässern Anwendung finden kann.
- Um der Sicherung des Wasserabflusses und dem Hochwasserschutz gerecht zu werden, muss im Einzelfall von kundigen Personen abgewogen werden, ob eine Extensivierung der Unterhaltung realisierbar ist. Nicht immer lässt sich beides vereinen. So wurde beispielsweise an der Schölke eine zweimalig beidseitige Mahd beibehalten, um im dicht besiedelten Raum die Anlieger nicht zu gefährden.

## Hinweise durch die Praxispartner

Gespräche mit dem Projektpartner *SE|BS* und der *UNB* ergaben einige relevante Hinweise zur ökonomischen Ausgangssituation und zur praktischen Umsetzung, die für die Managementplanung von großer Bedeutung sind:

- ökonomische Zwänge machen eine zu umfangreiche Unterhaltung gar nicht finanzierbar; ein Grund für reduzierte Unterhaltung (z.B. weniger Räumungen) ist fehlendes Geld.
- festgelegtes und eingeschränktes Budget erlaubt keine flexible Reaktion auf aktuelle Bedingungen.
- Konflikte mit anderen Interessensgruppen interferieren mit naturschutzfachlichen Interessen, aber auch den Interessen derjenigen, die die Unterhaltung durchführen. Beispiele sind Zielvorstellungen von Behörden, Stadtgrün vs. Naturschutz, Abstimmungen bei Bauvorhaben, bürokratische Hindernisse, Sorge der Anlieger um Hochwasserschutz und „Ordnung“, Freizeitnutzung.
- Starre Vorgaben können hinderlich sein, z.B. naturschutzbedingt vorgegebene Zeitfenster (Röhrichmahd), und die Wahl von Geräten muss an örtliche Gegebenheiten angepasst werden, was im Konflikt zu Naturschutzinteressen stehen kann.

Es wurde gewünscht:

- (1) mehr Kommunikation zwischen allen Beteiligten.
- (2) es sollte eher im Rahmen eines „Gesamtstadt-“ anstatt eines „Einzelgewässerkonzeptes“ geplant werden. Dies ist auch aus unserer Sicht für die Biodiversität sinnvoll (s.o.).
- (3) wenn ein gutes System etabliert ist, sollte es die Möglichkeit zu mehr individuelle Abstimmung mit Freiräumen statt fester Regeln für die Unterhaltung geben (Wunsch an Naturschutz).

---

## Fazit und Empfehlungen

Wir konnten feststellen, dass allein durch eine angepasste, extensivierte Unterhaltung eine Erhöhung der Biodiversität, oft einschließlich fließgewässertypischer Taxa, erreicht werden konnte. Auch eine Verbesserung von WRRL-Bewertungsmetrics war, wenn auch in weniger Fällen, möglich. Verbesserungen traten dabei bereits unmittelbar bis leicht zeitverzögert nach Umstellung der Unterhaltung ein. Allein durch die Umstellung auf eine wechselseitige Böschungsmahd konnten positive Effekte bei sämtlichen untersuchten Metrics nachgewiesen werden. Hierbei war die Erfolgsquote höher als bei aufwendigen Revitalisierungsmaßnahmen (auch wenn das erreichte Niveau bei Gewässern mit Böschungsmahd in der Regel geringer war). Gleichzeitig lässt sich eine extensive Unterhaltung in der Fläche anwenden, wodurch das zuvor beschriebene, in Braunschweig angewendete Unterhaltungskonzept zur Umsetzung auch in anderen Städten empfohlen werden kann. Dafür gilt folgende Empfehlung:

- An Gewässern mit gutem eigendynamischen Entwicklungspotenzial, insbesondere guter Durchströmung kann sich beim Ausbleiben regelmäßiger Störungen von selbst eine Verbesserung einstellen. Mit extensiver Unterhaltung lässt sich diese Entwicklung ohne großen Aufwand unterstützen und auch mittelfristig ein guter Zustand erreichen.
- Bei eingeschränktem Entwicklungspotenzial oder erheblich veränderten Gewässern kann die Mahdextensivierung eine Erhöhung der Biodiversität bewirken, auch wenn dies in der Regel eurytope Taxa umfasst. Dass sich an solchen Gewässern in absehbarer Zeit ein guter ökologischer Zustand allein durch Mahdextensivierung einstellen kann, ist trotz positiver Entwicklungstendenzen jedoch nicht anzunehmen.

### 4.3.2 Leitfaden zur Umsetzung der FFH-Richtlinie in aquatischen Lebensräumen

Auf Wunsch des Projektpartners UNB Braunschweig ist es uns im Rahmen einer sehr engagierten Abschlussarbeit gelungen ein *Maßnahmenkonzept zur Umsetzung der FFH-Richtlinie in der Stadt Braunschweig zu erstellen* (Dalle 2019), in dem Unterhaltungsmaßnahmen in Gewässern eine zentrale Rolle spielen. Hier ging es überwiegend darum, welche Managementmaßnahmen für aquatische FFH-Arten und ihre Lebensräume vor allem in Bezug auf die spezielle Situation in der Stadt Braunschweig möglich und angeraten wären. Die Arbeit ist nichts weniger als ein Leitfaden für mögliche Managementmaßnahmen und deren Auswirkungen auf Populationen aller vorkommenden und potentiell zu erwartenden aquatischen FFH-Arten in Braunschweig, vom Biber bis zu den Libellenarten. Alle Arten werden mit Artensteckbriefen mit jeweils einem Datenblatt zur Ökologie und einem Datenblatt mit Maßnahmenvorschlägen vorgestellt (Anhang, Abb. A8). Dieser Leitfaden kann weitgehend – bei Anpassung der speziellen Informationen zum Vorkommen der Arten – auf andere Städte übertragen werden.

### 4.3.3 Hinweise zum Management von kleinen Stillgewässern

Wie in den Ergebnissen unter 4.1.2 und 4.2.3 beschrieben erlauben unserer Ergebnisse auch schon einige Hinweise zum Management kleiner Stillgewässer, insbesondere im Hinblick auf die Nutzung von Weidetieren für diesen Zweck (s. Schlussfolgerungen in 4.1.2). Unser Projekt war nicht explizit darauf ausgerichtet hier bereits einen Leitfaden zu erstellen. Das Projekt hat aber deutlich gezeigt, dass weitere Untersuchungen sinnvoll sind. Das gilt insbesondere für Studien dazu, welche Weidetiere zu welchen Zeiten in und an den Gewässern grasen sollten, um positive Effekte für die Artenvielfalt auf Biotop-(Teich) und Gewässerkomplex-Ebene zu erzielen. Es ist schon jetzt eindeutig, dass ein Management größerer Teichkomplexe oder vieler Teiche in einem größeren räumlichen Umfeld Sinn macht.

---

#### 4.3.4 Vorschläge zur Gestaltung städtischer Parkgewässer

Stadtparkteiche sind stark urban geprägte Stillgewässer, an denen ein gestörter Litoralbereich und fehlende Submersvegetation negativen Einfluss auf die aquatische Biodiversität haben. Diese Beeinträchtigungen werden neben der naturfernen Gestaltung und dem hohem Freizeitdruck vor allem durch eine hohe Wasservogel- und Fischdichte begünstigt (vgl. Goertzen 2019a). Um solche Teiche in einen guten ökologischen Zustand mit hoher Artenvielfalt zu versetzen, ist oft eine grundlegende, aufwendige Sanierung notwendig. Es stellt sich die Frage, ob solch ein Aufwand gerechtfertigt ist und gezielter Biodiversitäts- und Artenschutz an bereits naturnäheren Gewässern nicht effektiver und kostengünstiger erfolgen kann. Ein Grund, um Parkteiche dennoch ökologisch aufzuwerten, ist die Tatsache, dass Parkteiche durch ihre Lage in zentralen Stadtparks im Blickpunkt der Stadtbevölkerung stehen. Dadurch sind sie sehr geeignet, im Rahmen der Umweltbildung der Stadtbevölkerung ökologische Zusammenhänge verständlich zu machen, ein Bild naturnaher, artenreicher Gewässer zu vermitteln und Naturerlebnisse jenseits des Entenfütterns zu ermöglichen. Damit können sie auf andere, aber ebenso wichtige Weise Teil einer Biodiversitätsstrategie sein. Zudem können ökologisch aufgewertete Parkteiche Lebensraum und Trittsteine für zahlreiche verbreitete Arten in Gebieten mit hohem Urbanisierungsgrad bieten. Wesentliche Ziele der Entwicklung von Parkteichen ist die Verbesserung der Wasserqualität und die Etablierung einer naturnäheren Vegetation. Dies kann durch folgende Maßnahmen erreicht werden:

- Schlüsselfaktor für die ökologische Verbesserung ist die Reduktion der Wasservogel- und Fischdichte. Hierbei trifft man auf die Problematik des Entenfütterns durch die Bevölkerung, die weiterhin Aufklärungskampagnen erfordert.
- Alternativ können Bereiche wie einzelne Uferbuchten von größeren Teichen unter Ausschluss von Fischen und Wasservögeln und mit reduzierter Freizeitnutzung abgegrenzt und entwickelt werden.
- Extensivierung der Unterhaltung, z.B. Unterlassen der Rasenmäh in ausgewählten Bereichen zur naturnäheren Entwicklung der Ufervegetation mit Etablierung von Hochstaudensäumen und Uferröhrichten.
- Die aktive Anpflanzung attraktiver Uferpflanzen wie Schwertlilien oder Schwanenblumen kann die Akzeptanz und damit die Etablierung von Uferröhrichten fördern.
- Die gezielte Anlage neuer Kleingewässer unter Naturschutzaspekten sowie die Nutzung von Zier- und Thementeichen als Naturschutzgewässer kann die Maßnahmen ergänzen, da solche Gewässer oft ein besseres Potenzial für eine höhere Artenvielfalt haben.
- Die Einrichtung von Naturerlebnis- und -entdeckerpfaden an aufgewerteten Uferabschnitten kann im Rahmen der Umweltbildung die Interaktion der Stadtbevölkerung mit naturnahen Gewässern und ihrer Biodiversität fördern.

#### 4.3.5 Gesamtstädtisches Managementkonzept

Im Rahmen des Projektes haben wir in erster Linie lokale Faktoren im Zusammenhang mit der aquatischen Biodiversität und daraus ableitbare Fördermöglichkeiten behandelt. Die Arbeit von Goertzen (2020), die sich mit der Libellendiversität in urbanen Räumen beschäftigt hat, kommt zu dem Schluss, dass nicht nur lokale, sondern auch großskalige Faktoren die aquatische Diversität beeinflussen. So bestimmt zum einen die Gewässerausstattung einer Stadt, welche Arten sie erfolgreich besiedeln können. Zum anderen bestimmt die Ausprägung der umgebenden Landschaft, welche Arten in der Region und somit im Einzugsgebiet der Stadt vorhanden sind. Somit empfiehlt sich ein ganzheitlicher, mehrskaliger Ansatz, der mehrere Handlungsebenen vom einzelnen Gewässer(abschnitt) über die Gewässerlandschaft in der Stadt bis hin zur umgebenden Landschaft umfasst (Abb. 18).

räumliche Skala	empfohlene Maßnahmen	Ziel
<b>Gewässer</b>		
<b>einzelne Gewässer</b>	Förderung vegetations- und strukturreicher sowie naturnah gestalteter Gewässer	Erhöhung der alpha-Diversität
<b>Gewässertypen</b>		
Gartenteiche:	Anlegen von Flachufern, Nutzen heimischer Pflanzen	Erhöhung der Habitatqualität
Parkteiche:	Reduktion der Wasservogel- und Fischdichte, Anlage eines naturnahen Litoralbereiches	Erhöhung der Habitatqualität
Rückhaltebecken:	Anlegen von Flachufern und diverser Vegetation	Förderung von Spezialisten
Industriegewässer:	Förderung von Sukzessionsprozessen, einschließlich früher und später Stadien	Förderung von Spezialisten
naturnahe Gewässer, Naturraumrelikte:	Schutz und Wiederherstellung	Förderung von regionaltypischen Arten
<b>Gewässerlandschaft</b>	Angebot vielfältiger Lebensraumbedingungen (Sukzessionsstadium, Wasserführung, Größe)	Förderung des gesamten Artenspektrums
<b>Stadt</b>		
<b>Schaffen einer vielfältigen Gewässerlandschaft vom Zentrum zum Stadtrand</b>		
Stadtzentrum:	naturnähere Gestaltung von Schmuckteichen, Erhöhung der Gewässerdichte	negativem Einfluss eines hohen Urbanisierungsgrades entgegenwirken
suburbaner Bereich:	Schaffen von hochwertigen Sekundarlebensräumen (Rückhaltebecken, Abgrabungen, Brachen) und Unterschutzstellung	Förderung von in der Stadt vordringender Spezialisten
Stadtrand:	Erhalt naturnaher, naturraumtypischer Gebiete	Förderung regionaler Charakteristika
<b>Landschaft</b>		
<b>Förderung räumlicher Vielfalt</b>		
gesamte Landschaft:	Schaffung großräumiger Heterogenität: Netzwerk aus intensiv genutzter, Kultur- und naturnaher Landschaft	Förderung einer diversen Fauna
intensiv genutzte Landschaftsteile (urban, Landwirtschaft):	Erhalt von Flächen mit geringer Nutzungsintensität, Erhöhung der Habitatsdichte	negativen Einflüssen intensiver Landnutzung entgegenwirken
Teile der Kulturlandschaft, Reste der Naturlandschaft:	Identifikation, Erhalt und Wiederherstellung von hochwertigen Landschaftsteilen	großräumiger Erhalt naturraumtypischer Arten (Spezialisten)

**Abb. 18:** Empfehlung für ein gesamtstädtisches, mehrskaliges Gewässermanagementkonzept, das sowohl auf lokaler als auch auf großräumiger Landschaftsebene ansetzt, um eine ganzheitliche Förderung der aquatischen Biodiversität zu bewirken. Das Konzept wurde entwickelt zur Förderung der Libellendiversität in urbanen Räumen mit Fokus auf kleine Stillgewässer.

Dieser Ansatz kann und sollte auch bei einem gesamtstädtischen Gewässermanagementkonzept Anwendung finden:

- Auf der lokalen Gewässerebene sollte der Fokus auf die Optimierung der Habitatqualität gelegt werden, um eine hohe alpha-Diversität der Gewässer zu erreichen. Für die Umsetzung haben wir in

---

den vorhergehenden Unterkapiteln verschiedene Leitfäden für unterschiedliche Gewässertypen vorgestellt.

- Für die gesamte Gewässerlandschaft einer Stadt ist es von Bedeutung ein vielfältiges Gewässernetz zu entwickeln, in dem neben dem „optimalen“ Zustand ein breites Spektrum an Lebensraumbedingungen (hinsichtlich u.a. Gewässergröße, Wasserführung, Strömungseigenschaften, Vegetationsausstattung, Sukzessionsstadium) angeboten wird, um vielen unterschiedlichen Arten Lebensraum zu bieten und damit die gamma-Diversität zu erhöhen.
- Auf der Landschaftsebene wird empfohlen eine heterogene Landschaftsstruktur zu entwickeln, in der neben intensiven Nutzungen auch extensive Landschaftsteile sowie Reste der Kultur- und naturraumtypischen Landschaft erhalten bleiben. Dies hat zum Ziel neben einer insgesamt hohen Biodiversität naturraumtypische sowie seltene, durch anthropogene Nutzungen beeinträchtigte Arten in der Landschaft zu erhalten und zu fördern.

## 5 Öffentlichkeitsarbeit

### 5.1 Publikation der Ergebnisse

#### 5.1.1 Vorträge auf Fachtagungen

Erste Ergebnisse des Projektes konnten 2018 und 2019 auf mehreren Fachtagungen vorgestellt werden, darunter zwei internationale Tagungen (s. Kapitel 8). Geplante Tagungsbeiträge 2020 fielen teilweise der Corona-Pandemie zum Opfer. Es war geplant Vorträge bei zwei Veranstaltungen zu halten und eine Session bei der GfÖ-Tagung 2020 auszurichten.

- Tagung „Gute Unterhaltung für Arten und Gewässer! Der niedersächsische Weg zur Berücksichtigung des Artenschutzes bei der Gewässerunterhaltung“: Diese Veranstaltung wurde vom März 2020 auf den Oktober 2020 verschoben. Ursprünglich waren hier zwei Beiträge geplant. Wir waren bei der gekürzten Veranstaltung mit einem Vortrag vertreten, in dem wir die zentralen Ergebnisse der Arbeit dem Fachpublikum aus dem Bereich Gewässerunterhaltung vorgestellt haben.
- „50. Jahrestagung der Gesellschaft für Ökologie“: Die Tagung sollte organisiert durch das Institut für Geoökologie und das Thünen-Institut für Biodiversität im September 2020 in Braunschweig stattfinden. Dies musste auf September 2021 verschoben werden. Wir sind an der Gesamtorganisation beteiligt sowie als Organisatoren an einer internationalen Sektion zum Thema „Biodiversity in urban blue space – where to go next?“ in der es um alle Aspekte der Biodiversitätsförderung in urbanen Räumen geht. Teilnehmer aus Schweden, Großbritannien, der Schweiz und Südafrika haben bereits zugesagt.

#### 5.1.2 Publikationen in Fachzeitschriften

Im Rahmen des Projektes gab es bisher drei Publikationen. Eine Publikation von Goertzen & Suhling (2019) beschäftigt sich mit Unterschieden im Artenreichtum von Libellen zwischen Stadt- und anderen Landschaften. Weiterhin haben wir Vorschlägen zur biodiversitätsfreundlichen Gestaltung von Parkteichen (Goertzen 2019a) und zum Status von Libellen-Arten der FFH-Richtlinie in Braunschweig (Metge et al. 2020) publiziert. Mehrere weitere Publikationen sind in Vorbereitung. Hier gab es Verzögerungen durch die Pandemie, die wir aber in diesem Falle durchaus vorteilhaft nutzen konnten. So werden zwei Manuskripte im Februar 2021 in einem Sonderband der Zeitschrift *Basic and Applied Ecology* eingereicht, zusammen mit weiteren Beiträgen aus der oben genannten Session „Biodiversity in urban blue space – where to go next?“; FS ist zusammen mit Frank Johansson (Uppsala Universität,

---

Schweden) auf Bitte des Herausgebers einer der Editoren des Sonderbandes. So können unsere Untersuchungsergebnisse in einen breiten internationalen Rahmen gestellt werden. Es gibt weitere Zusagen für Manuskripte aus Argentinien, Großbritannien, Italien, Schweiz und Südafrika. Schließlich gab es einige Publikationen, die nicht direkt die Ergebnisse des Projektes betreffen, die aber indirekten Bezug zum Projekt haben, so z.B. zu dem Thema Insektensterben (Bried et al. 2020, Cardoso et al. 2020, Samways et al. 2020) und zum Thema Biodiversität von Gewässern (Jähnig et al. 2019); FS war jeweils eingeladen sich als Mitglied eines größeren internationalen oder nationalen Expertenteams zu beteiligen.

### **5.1.3 Kommunikation mit Projektpartnern**

Es gab regelmäßige Konsultationen mit den Projektpartnern. Nach einem Kick-off Treffen 2017 war das wichtigste Forum in diesem Zusammenhang das jährliche Treffen zur Präsentation der Projektergebnisse sowie der Ergebnisse von Gewässer- und Strukturgüteuntersuchungen. Dies erfolgte auf Einladung des Projektpartners *SE|BS*. Weitere Stakeholder waren beteiligt: die Untere Wasserbehörde und die Untere Naturschutzbehörde der Stadt Braunschweig gelegentlich auch Vertreter des NLWKN. Wir nahmen auch an den alljährlichen Gewässerschauen der Unterhaltungsverbände, der *SE|BS* und der Stadt Braunschweig teil, wo unsere Erfahrungen aus dem Projekt mit in die Planung einfließen. Die für 2020 geplanten Treffen konnten wegen der Pandemie nicht stattfinden; Berichte mussten schriftlich verteilt werden.

Darüber hinaus erfolgten spezielle Treffen mit allen Zuständigen zur Umsetzung von Artenschutzbelangen bei der regulären Gewässerunterhaltung (Juni 2019) sowie zum Themenkomplex Renaturierung (je einmal 2018 und 2019).

### **5.1.4 Weitere Öffentlichkeitsarbeit**

Bei der TU Night der TU Braunschweig im Juni 2018 und 2019 waren wir jeweils beim Auftritt des Instituts für Geoökologie mit einem Infostand vertreten und haben interessierte Bürger über den ökologischen Zustand und die Artenvielfalt an Braunschweiger Gewässern informiert. Auf Bitte der Projektpartner haben wir öffentliche Vorträge zu speziellen Themen gehalten, wobei jeweils auch Gewässerunterhaltung thematisiert wurde (Goertzen 2019b, Suhling 2019b). Zudem hat sich FS an der Klimawoche 2019 mit einem öffentlichen Vortrag zu Folgen des Klimawandels für Gewässerökosysteme im Kleinen Haus des Staatstheaters Braunschweig beteiligt (Suhling 2019c).

## **5.2 Wer partizipiert an den Ergebnissen?**

Die Zielgruppe stellen zum einen Verwaltungen von Städten, Naturschutzbehörden und Wasserverbände dar sowie Umwelt- und Naturschutzorganisationen und sonstige Akteure, die sich mit der Unterhaltung und dem Schutz von Gewässern im urbanen Raum befassen. Zum anderen haben wir unser Projekt auch immer als Teil der studentischen Ausbildung verstanden und deshalb versucht, möglichst viele Studierende in unser Projekt zu integrieren.

### **5.2.1 Behörden und Verbände**

#### **Gewässerunterhaltungsverbände und Naturschutz- und Wasserbehörden**

---

Wir haben über diverse Gesprächsrunden mit Vertretern von Verbänden und Behörden unsere Ergebnisse kommuniziert (s. 5.1.3). Auch werden wir alle unsere Ergebnisse und den Abschlussbericht den Partnern und involvierten Behörden zur Verfügung stellen. Darüber hinaus wird auf der Webseite des Instituts eine ausführlichere Dokumentation erfolgen bzw. nach Rücksprache mit der DBU der Abschlussbericht zur Verfügung gestellt. Konkret werden in erster Linie folgende Organisationen partizipieren, die direkt Bezug zu Braunschweig haben: *SE|BS* und mittelbar durch die *SE|BS* auch Unterhaltungsverband Oker und Unterhaltungsverband Schunter sowie die *UWB* und die *UNB* Braunschweig. Alle Daten zum Vorkommen von Tieren und Pflanzen in Braunschweig werden der Unteren Naturschutzbehörde zur Verfügung gestellt; die Datenbank der Libellen Braunschweig wird von FS für die *UNB* geführt.

Insbesondere ist es uns gelungen die Ergebnisse bei der Tagung „Gute Unterhaltung für Arten und Gewässer! Der niedersächsische Weg zur Berücksichtigung des Artenschutzes bei der Gewässerunterhaltung“ einer größeren Gruppe von Anwendern bekannt zu machen. Wir hoffen, diesen Effekt über den in Vorbereitung befindlichen Artikel (geplant für die Zeitschrift Wasser und Abfall) nochmals zu verbessern.

### **Umweltverbände**

Wir stehen ebenfalls mit Umweltverbänden in Kontakt, die bereits einige unserer Erkenntnisse nutzen, so z.B. der BUND Braunschweig und der *fun* im Rahmen von Beweidungsprojekten. Für den *fun* haben wir auch die Mitarbeit an einem Buch über die Natur in Hondelage zugesagt, wo Gewässerunterhaltung ein Thema sein soll.

### **5.2.2 Studierende**

Innerhalb des Institutes haben wir interessierte Studierende der Umweltnaturwissenschaften an verschiedenen Teilbereichen des Projektes beteiligt, sowohl als Hilfskräfte als auch im Rahmen von Abschlussarbeiten. So entstanden direkt im Projekt bislang vier Bachelor- und sechs Masterarbeiten. Mehrere Studierende haben uns auf Tagungen begleitet und konnten dort erstmalig ihre Forschungsergebnisse präsentieren. Hier hatten die Projektmittel einen sichtbaren Effekt für die praktische Ausbildung von Umweltnaturwissenschaftlern. Bei einigen Masterstudierenden konnten wir erfahren, dass ihre Abschlussarbeiten ihnen bei der Berufsbewerbung in öffentliche Verwaltungen bzw. Planungsbüros geholfen haben.

**Promotion:** Dr. Diana Goertzen hat kurz nach Ende ihrer Beschäftigung im Projekt ihre Promotion erfolgreich abschließen können. Ihre kumulative Dissertationsschrift mit dem Titel „*Diversity patterns of Central European Odonata in urban environments – a multi-scale perspective*“ beschäftigt sich mit Teilaspekten der Projektfragen aber auch darüber hinaus gehende Fragestellungen. Darunter ist eine Publikation zum Vergleich urbaner mit anderen Landschaftsformen (Goertzen & Suhling 2019), die einen nicht direkt im Projekt behandelten aber für die Interpretation der Relevanz urbaner Lebensräume wichtigen Aspekt betrachtet.

### **5.3 Wird das Vorhaben über die Projektlaufzeit hinaus weitergeführt?**

Es soll zwei Anschlussprojekte geben, die aus dem ursprünglichen Forschungsprojekt hervorgehen und die Fragestellungen und Ziele des aktuellen Projektes aufgreifen.

- 
- Fortführung der Analysen zur Biodiversität der Fließgewässer in Braunschweig. Hier soll der Schwerpunkt der Untersuchungen in Zukunft auf Gewässer-Revitalisierungen/ Renaturierungen liegen, von denen es in Braunschweig inzwischen so viele mit unterschiedlichen Ansätzen gibt, dass eine Erfolgs-Analyse sinnvoll erscheint, aus der dann Empfehlungen für zukünftige Maßnahmen hervorgehen können. Die Erfassungen werden weiterhin und auch absehbar in den nächsten Jahren durch die *SE|BS* finanziert.
  - Basierend unseren Ergebnissen der Teichuntersuchungen wurde klar, dass Beweidung ein Potential hat, Teiche zu managen und damit die Biodiversität von Teichkomplexen zu erhalten. Es müssen aber Wege gefunden werden, den Beweidungsdruck so zu lenken, dass keine dauerhafte Überweidung eintritt. Dazu werden wir zusammen mit unserem bisherigen Partner *fun* neue Wege austesten. Ein Kooperationsvertrag ist geschlossen, durch den ein Teichgebiet in Braunschweig („Im Klei“) für Experimente genutzt werden kann (ab 2021/22). Am 21.09.2020 fand dazu eine Begehung mit Stakeholdern statt: Stiftung Braunschweigischer Kulturbesitz (Eigner), *fun* (Pächter ab 2021), BUND Braunschweig, Untere Naturschutzbehörde Braunschweig, Institut für Geoökologie und Institut für Zoologie TU Braunschweig.

Weiterhin ist ein größeres Forschungsvorhaben mit mehreren Partnern geplant, bei dem es um Gewässerrandstreifen als Maßnahmen zur Erhöhung der Agrarbiodiversität gehen soll. Projektpartner sind das Thünen-Institut für Biodiversität und das Leichtweiß-Institut für Wasserbau. Dies bedarf aber noch weiterer Vorbereitung und kann sicher erst mittelfristig aufgesetzt werden.

## 6 Diskussion und Fazit

Wir konnten im Projekt darlegen, dass Unterhaltungsmaßnahmen nachweisliche Auswirkungen auf die Makrozoobenthoszönose haben. Für Fließgewässer konnten wir einen positiven Effekt auf die Biodiversität, auf fließgewässertypische Arten und auf die WRRL-Bewertung durch Extensivierung der Unterhaltung nachweisen. Auf Basis dieser Erkenntnisse waren wir in der Lage allgemeine Empfehlungen für die Unterhaltung urbaner Fließgewässer zu geben. Für Stillgewässer hat sich Beweidung als mögliche Managementform herausgestellt, um die Sukzession der Gewässer zu unterbrechen. Im Gegensatz dazu ist Räumung auf lange Sicht weniger erfolgreich (und kostenintensiv). Wichtig ist es gesamte Gewässerkomplexe zu planen – nicht Einzelgewässer. Detaillierte, fachliche Schlussfolgerungen zu den erzielten Ergebnissen können in Kapitel 4 nachgelesen werden.

Wir sind somit der Ansicht, dass wir unsere originalen Projektziele zum großen Teil erreicht haben. Das gilt insbesondere für alle Ziele im Zusammenhang mit AP 1 und 2. Wir haben basierend auf unseren Ergebnissen eindeutig ein sehr viel besseres Verständnis für Effekte der Extensivierung von Gewässerunterhaltung gewonnen. Unsere Methoden, insbesondere die Auswertung schon vorhandener Daten, waren für die Zielerreichung sinnvoll. Immerhin konnten so am Ende 12 Jahre Daten innerhalb von drei Jahren erzielt werden. Das hatte gegenüber normalerweise auf drei Jahre beschränkte Datensätze den Vorteil, dass wir Schwankungen durch externe Umweltparameter (z.B. die Trockenheit 2018 und 2019) erkennen und interpretieren konnten. Mit Daten nur aus den Jahren 2017-19 wären wir vermutlich zu anderen Schlüssen bezüglich der Gewässerunterhaltung gelangt als jetzt. Tatsächlich konnten wir über durchgeführte Abschlussarbeiten sehr viel mehr Ergebnisse erzielen, als wir es uns ursprünglich vorgestellt hätten. Wir denken, dass wir das in den Ergebnisteilen mit unseren Schlussfolgerungen auch darlegen konnten.

Auch die Zusammenarbeit mit den Projektpartnern war aus unserer Sicht erfolgreich. Das betrifft insbesondere die Tatsache, dass die Kollegen von *SE|BS* und *fun* einen reichen Schatz an praktischer Erfahrung in das Projekt eingebracht haben. Darüber hinaus haben die direkten praktische Beiträge der Projektpartner das Projekt immens unterstützt. Viele der recht umfangreichen Ergebnisse wären ohne die zusätzlichen Beiträge aus der Zusammenarbeit mit der *SE|BS* nicht möglich gewesen. Die Zusammenarbeit wird bestehen bleiben und sicher weitere Ergebnisse liefern. Gleiches gilt für die Zusammenarbeit mit dem *fun*, aus der sich schon ein direktes Folgeprojekt zur Beweidung abzeichnet.

---

Nur die finale Abstimmung zur Praktikabilität unserer Empfehlungen für die Gewässerunterhaltung konnten wir mit unseren Praxispartnern nicht in der geplanten Ausführlichkeit durchführen. Zum einen, weil unsere Empfehlungen nun in anderer Form und nicht als ein in sich geschlossenes Managementkonzept vorliegen sondern als einzelne Vorschläge und Leitfäden, zum anderen weil in der finalen Projektphase eine enge Zusammenarbeit aufgrund der Pandemie nicht möglich war.

Wir konnten den überwiegenden Teil unserer Meilensteine (Tab. 7) erfolgreich erreichen. Lediglich bei den beiden abschließenden Meilensteinen mussten wir Einschränkungen akzeptieren. Dies hat mehrere Gründe. Einige Belastungen hatten wir durch externe Ereignisse, die unseren Zeitplan beeinflussten:

- Der Projektbeginn war später als geplant, so dass die erste Vegetationsperiode nicht völlig ausgenutzt werden konnte und einige Daten im zweiten Jahr (2018) der Untersuchung erhoben werden mussten, die bereits für das erste Jahr (2017) geplant waren. Dies führte auch zu weiteren Verschiebungen und damit insbesondere zum Ende zu einer spürbaren zeitlichen Belastung.
- Die Corona-Pandemie hat einige Pläne für das Frühjahr 2020 unmöglich gemacht. Gesprächsrunden und Tagungsteilnahmen mussten verschoben oder im kleineren Rahmen ausgerichtet werden. Eine für uns wichtige Tagung konnte erst im Oktober 2020 stattfinden, eine weitere ist auf 2021 verschoben.

Den von uns als Meilenstein für Februar 2020 geplanten Workshop haben wir allerdings bewusst nicht durchgeführt. Uns war bereits frühzeitig bekannt, dass eine Tagung des NLWKN zum gleichen Thema im März 2020 stattfinden sollte, zu der wir eingeladen waren. Wir waren der Ansicht, dass wir unsere Ergebnisse dort mindestens genauso gut vertreten konnten, wie bei einer selbst organisierten Tagung. Zudem sollten Ergebnisse bei der GfÖ-Tagung in Braunschweig im September 2020 einer wissenschaftlichen Öffentlichkeit vorgestellt werden.

Unser finaler Meilenstein war ein allgemein tauglicher Leitfaden für Gewässermanagement in Form eines Handbuchs. Hier mussten wir letztlich erkennen, dass dies so, wie wir es uns ursprünglich vorgestellt hatten, wohl nicht möglich ist bzw. mehr Zeit kostet als die üblichen drei Projektjahre. Wir haben hier einige Dinge unterschätzt. Typischerweise gibt es bei ökologischen Studien im Freiland viele Einflussfaktoren, die die Ergebnisse beeinflussen. Dies war uns bewusst. Wir haben gehofft diesem Problem durch den langjährigen Datensatz mit sehr vielen Probestellen begegnen zu können. Zum Teil ist dies gelungen – so konnten wir, wie bereits oben dargelegt, Probleme identifizieren, die sich aus einzelnen untypischen Jahren ergaben. Zwar ist die zeitliche Auflösung der Daten mit inzwischen 12 Jahren gut, aber externe Faktoren, wie zunehmende Trockenheit, haben die Auswirkungen von Extensivierungen teilweise überlagert. Vor allem mussten wir aber erkennen, dass alle Gewässer klare Eigenheiten aufweisen, die aus unserer Sicht einen übergreifenden Leitfaden, der über sehr allgemeine Angaben hinaus geht, schwierig machen. Ein allgemeingültiges Managementkonzept ist aufgrund dieser Heterogenität schwierig. Wir müssen deshalb zugeben, dass wir noch nicht so weit sind und dieses Ziel nicht vollständig erreicht haben.

Aus unseren Erfahrungen möchten wir deshalb ableiten, dass es besser ist, mehr spezifische Praxisvorschläge anzubieten. Vor allem aber möchten wir klar darlegen, dass trotz einiger übergreifender Erkenntnisse eine Einzelfallbetrachtung der Gewässer immer angezeigt ist. Es wurde klar, dass alle Gewässer als Entitäten betrachtet werden müssen und es vermutlich nicht vollständig möglich ist, Konzepte zu entwickeln, die über eine weite Spanne von Gewässertypen anwendbar sind. Unser Lösungsansatz dafür ist deshalb angepasst: Neben einigen grundsätzlichen Empfehlungen für bestimmte Gewässersituationen müssen wir die Empfehlung abgeben, dass jedes Gewässer vor Maßnahmenplanung oder Maßnahmenänderungen einer Inventur des Ökosystem unterworfen werden sollte.

**Tab. 7.** Übersicht über die angepeilten Meilensteine im Projekt. + erreicht, (+) teilweise erreicht, siehe Text.

<b>Geplante Meilensteine</b>		<b>Erreichung</b>
I.	Auftakttreffen mit Praxispartnern zur Abstimmung der Gewässerauswahl und des Arbeitsprogrammes (April 2017)	+
II.	Erste Ergebnisse einer Analyse der Effekte von Unterhaltungsmaßnahmen in Interaktion mit anderen Umweltvariablen auf den Artenreichtum und die Zusammensetzung von Lebensgemeinschaften sowie auf die Vorkommen gefährdeter bzw. geschützter Arten (März 2018)	+
III.	Jahrestreffen mit Praxispartnern zur Kommunikation der Ergebnisse und Abstimmung der Maßnahmenumsetzung für die Erprobung (März 2018)	+
IV.	Einrichtung der Teststrecken für die Pilotuntersuchungen (Dezember 2018)	+
V.	Finale Ergebnisse AP1 und erste Ergebnisse AP2 (Februar 2019)	+
VI.	Jahrestreffen mit Praxispartnern zur Kommunikation der Ergebnisse und Abstimmung der Umsetzbarkeit des Konzeptes (März 2019)	+
VII.	Abschlussagung (Workshop, Februar 2020)	(+)
VIII.	Publikation eines Leitfadens zur Gewässerunterhaltung (März 2020)	(+)

## 7 Danksagung

Wir haben im Projekt mit der Stadtentwässerung Braunschweig (*SE|BS*) und dem Förderkreis Umwelt- und Naturschutz Hondelage (*fun*) zusammengearbeitet. Beide haben uns vor allem mit wertvollen Informationen versorgt, aber auch wie die *SE|BS* bei Einrichtung der Pilotstrecke am Springbach tatkräftige Hilfe geleistet. Ohne beide Organisationen wäre unser Projekt nicht möglich gewesen. Insbesondere Dank, dass wir die im Auftrage der *SE|BS* erhobenen Daten zur Gewässergüte in Braunschweig für dieses Projekt verwenden durften. Die Untere Naturschutzbehörde Braunschweig stellte uns für die gesamte Projektdauer unbürokratisch Fang- und Fahr-Genehmigungen aus und hat sich in mehreren Gesprächsrunden aktiv beteiligt – auch mit wertvollen Vorschlägen zu weiteren Teilprojekten. Die Untere Wasserbehörde Braunschweig hatte immer ein offenes Ohr für unsere Vorschläge und Fragen.

Insbesondere danken wir folgenden Personen: Claus Wilske und Jörg Walther (*SE|BS*), Bernd Hoppe-Dominik (*fun*), Uwe Kirchberger (*UNB*), Michael Stephan (*UWB*). Und wir danken allen Studierenden, die uns im Rahmen ihrer Abschlussarbeiten wertvolle Ergebnisse geliefert haben. Spezieller Dank an Julia Battermann und Lisa Hennig, die als engagierte HiWis wesentliche Recherchearbeiten im Projekt übernommen haben. Jolan Hogreve, Matti Altman und Till Metge haben bei Erfassungen in Stillgewässern geholfen.

Ganz besonderen Dank an die Deutsche Bundesstiftung Umwelt für die Förderung unserer Forschung (Aktenzeichen: 33654/01-33/0). Wir danken Herrn Dr. Reinhard Stock für die immer hilfreiche und kompetente Betreuung, insbesondere auch in der Antragsphase.

---

## 8 Literaturangaben

### 8.1 Publikationen in Fachzeitschriften

#### 8.1.1 Direkt zum Projekt

- Goertzen, D. (2019a): Parkteiche als Lebensraum für Libellen – Einfluss von Wasservögeln und Fischen auf die Libellendiversität. *Libellula Supplement*, 15: 35-61.
- Goertzen, D. & Eggers, T.O. (2017): Urbane Fließgewässer – Potenzial, Einflussfaktoren und Managementempfehlungen zur Förderung aquatischer Biodiversität in Städten. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 49: 188-194.
- Goertzen, D. & Suhling, F. (2019): Urbanization versus other land use: diverging effects on dragonfly communities in Germany. *Diversity and Distributions*, 25: 38-47.
- Metge, T., Goertzen, D. & Suhling, F. (2020): Libellen der Flora-Fauna-Habitat Richtlinie in Braunschweig. *Braunschweiger Naturkundliche Schriften*, 16: im Druck.

#### In Vorbereitung

- Goertzen, D. & Suhling, F.: Langjährige Extensivierung der Gewässerunterhaltung in Braunschweig – Folgen für die Biodiversität von Makrozoobenthos. Geplant: *Wasser und Abfall*.
- Suhling, F. & Goertzen, D.: Suburban pond management and its consequences for species assemblages with varying dispersal capability. Geplant: *Basic and Applied Ecology*
- Goertzen, D., Schneider, A., Quast, J., Suhling, F.: Changes of urban riverine macroinvertebrate diversity patterns: a 12-year study. Geplant: *Basic and Applied Ecology*

#### 8.1.2 Im Zusammenhang mit dem Projekt

- Bried, J.T., Smith, B.D., Patten, M.A., ..., Suhling, F., Thompson, A.I., Underhill, L.G., White, E.L. (2020): Towards global volunteer monitoring of odonate abundance. *Bioscience*: im Druck.
- Cardoso, P., Barton, P., Birkhofer, K., ..., Suhling, F., Vorster, C., Samways, M.J. (2020): Scientists' warning to humanity on insect extinctions. *Biological Conservation*, 242: 108426.
- Jähmig, S.C., Adrian, R., Arlinghaus, R., ..., Suhling, F., Wagner, A., Weitere, M., Weithoff, G., Winkelmann, C., Worischka, S. (2019): Lebendiges Wasser: Forschungsagenda zur biologischen Vielfalt der Binnen- und Küstengewässer, doi: 10.4126/FRL01-006414368.
- Samways, M.J., Barton, P., Birkhofer, K., ..., Suhling, F., Vorster, C., Cardoso, P. (2020): Solutions for humanity on how to conserve insects. *Biological Conservation*, 242: 108427.

#### 8.1.3 Zitierte Quellen

- Bowler, D., Eichenberg, D., Conze, K. J., Suhling, F., ... & Petzold, F. (2020): Winners and losers over 35 years of dragonfly and damselfly distributional change in Germany. *BioRxiv*, doi: <https://doi.org/10.1101/2020.08.03.234104>
- Lacombe, J. (2020): Insektensterben – auch in unseren Flüssen und Bächen? *Natur in NRW* 2020/3: 33-39.
- Mauch, E., Schmedtje, U., Maetze, A. & Fischer, F. (Hrsg.) (2003): Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands zur Kodierung biologischer Befunde. *Informationsberichte* 01/03, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München: 388 S.

- 
- Meier, C., Haase, P., Rolauffs, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A. & Hering, D. (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie - Stand Mai 2006. Umweltbundesamt: 106 S.
- Pottgießer, T. & Sommerhäuser, M. (2008): Erste Überarbeitung der Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen. Auftraggeber Umweltbundesamt und LAVA.
- Wasserverbandstag (2020): Gewässerunterhaltung in Niedersachsen. Teil B: Grundlagen, Anforderungen, Entscheidungs- und Umsetzungsprozesse. Wasserverbandstag e.V. Bremen, Niedersachsen, Sachsen-Anhalt (WVT).
- WWF (World Wide Fund for Nature) (2018) Living planet report: 2018: Aiming higher, Gland Switzerland.

## **8.2 Abschlussarbeiten im Projekt**

### **8.2.1 Dissertation**

- Goertzen, D. (2020): Diversity patterns of Central European Odonata in urban environments – a multi-scale perspective. Kumulative Dissertationsschrift, TU Braunschweig.

### **8.2.2 Studentische Abschlussarbeiten**

- Altmann, Matti (2020): Einsatz eines Laserscanners zur Analyse von Vegetationsstrukturen kleiner Bäche MSc-Arbeit, TU Braunschweig
- Alexander, Samuel (2019): Die Besiedlung der Organismen am Totholz in der Wabe – Vergleich zwischen neu renaturiertem und alt/nicht renaturiertem Zustand. BSc Arbeit, TU Braunschweig
- Dalle, Marina (2019): Maßnahmenkonzept zur Umsetzung der FFH-Richtlinie in der Stadt Braunschweig. MSc-Arbeit, TU Braunschweig
- Gabriel, Eckhard (2019): Direkte Auswirkungen von Unterhaltungsmaßnahmen in Fließgewässern auf das Makrozoobenthos am Beispiel des Springbaches. BSc Arbeit, TU Braunschweig.
- Herden, Manina (2018): Effects of anthropogenic structures in small urban running water on macroinvertebrate assemblages. MSc-Arbeit, TU Braunschweig.
- Melzig, Janine (in Vorbereitung): Libellenbesiedlung und Vegetation an einem Kleingewässerkomplex in Braunschweig. BSc-Arbeit, TU Braunschweig.
- Metge, Till (2020): Entwicklung der Libellenfauna des urbanen Raums in vier Jahrzehnten am Beispiel einer norddeutschen Großstadt. MSc-Arbeit, TU Braunschweig.
- Miller, Viktoria (2018): Einfluss von Beweidung auf die Heuschrecken-Fauna von Feuchtwiesen (Insecta: Saltatoria). MSc-Arbeit, TU Braunschweig.
- Picht, Stephan (2018): Einfluss von Beweidung auf die Libellen-Lebensgemeinschaften von Teichen. MSc-Arbeit, TU Braunschweig.
- Prediger, Adrian (2019): Libellenlarvenvorkommen an renaturierten und nicht renaturierten Abschnitten der Wabe. BSc-Arbeit, TU Braunschweig.
- Quast, Justine (2019): Temporal and spatial pattern of macrozoobenthos diversity in urban streams. BSc-Arbeit, TU Braunschweig.

---

### 8.3 Vorträge auf Fachtagungen

- Goertzen, D. & Suhling, F. (2018a): Stadt, Land, Wald – verändert Landnutzung die Libellenfauna? Jahrestagung der Gesellschaft deutschsprachiger Odonatologen (GdO), Banzkow.
- Goertzen, D. & Suhling, F. (2018b): Haben Unterhaltungsmaßnahmen Einfluss auf die Biodiversität von Fließgewässern? Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie, Kamp-Lintfort.
- Goertzen, D. & Suhling F. (2020): Unterhaltung im Zeitenwandel – gut dokumentiert: Ergebnisse faunistischer Untersuchungen an Braunschweiger Fließgewässern. Gute Unterhaltung für Arten und Gewässer! Der niedersächsische Weg zur Berücksichtigung des Artenschutzes bei der Gewässerunterhaltung, Schneverdingen.
- Goertzen, D. (2018): City park ponds: suitable habitats for dragonflies? European Conference of Odonatology, Brno, Tschechien.
- Goertzen, D. (2019b): Parkteiche – ein guter Lebensraum für Libellen? Jahrestagung der Gesellschaft deutschsprachiger Odonatologen, Karlsruhe.
- Herden, M. & Goertzen, D. (2018): Erhöht oder senkt Verbau die Diversität von aquatischen Makroinvertebraten? Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie, Kamp-Lintfort.
- Metge, T. (2019): Veränderungen der Libellenfauna Braunschweigs in vier Jahrzehnten. Jahrestagung der Gesellschaft deutschsprachiger Odonatologen, Karlsruhe.
- Suhling, F. (2019a): Naturschutzteiche am Stadtrand: welche Faktoren steuern die Libellenfauna? Jahrestagung der Gesellschaft deutschsprachiger Odonatologen, Karlsruhe.
- Suhling F. & Goertzen, D. (2019): Effects of different management types on dragonfly pond assemblages. International Congress of Odonatology, Austin, Texas.

### 8.4 Öffentliche Vorträge

- Goertzen, D. (2019c): Artenvielfalt von Libellen und anderen Wasserinsekten in Braunschweigs Gewässern. Gewässerwoche Schunter, auf Anfrage der *SE|BS*.
- Suhling, F. (2019b): Teufelsnadeln ohne Stachel: Libellen in Braunschweig. Vortragsreihe beim *fun-Hondelage*.
- Suhling, F. (2019c): Folgen des Klimawandels für Süßwasser-Ökosysteme. Vortragsreihe zur Klimawoche im Staatstheater Braunschweig.

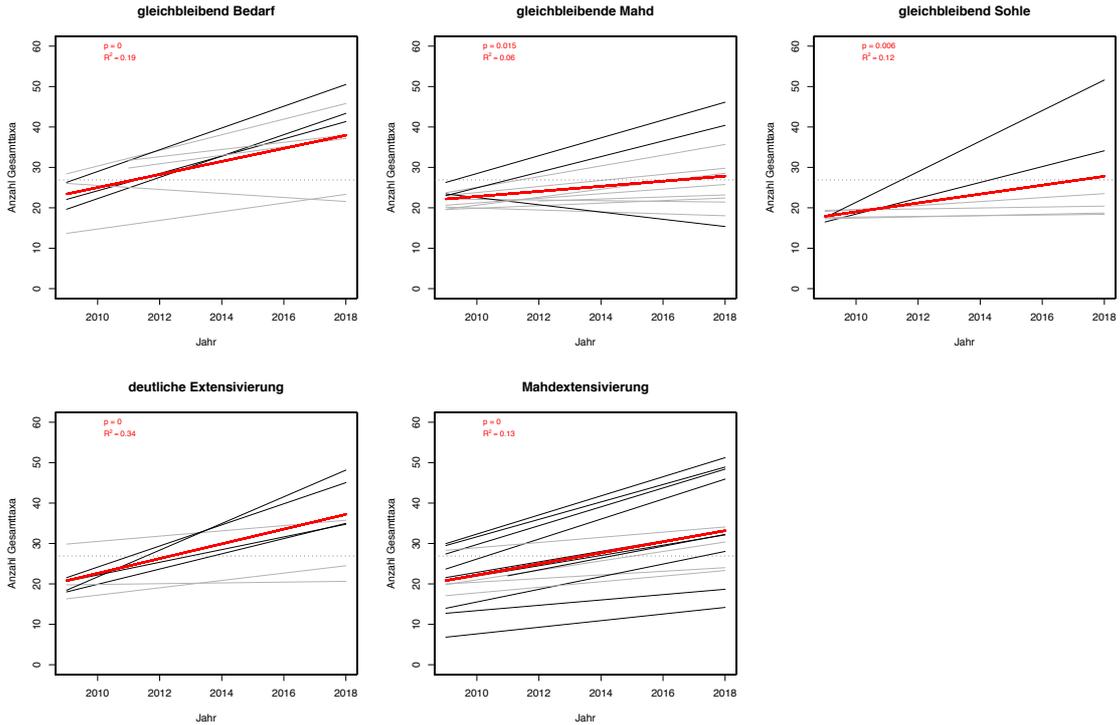
## 9 Anlagen / Anhang

**Tab. A1.** Übersicht der untersuchten Probestellen mit Beschreibung und Kategorisierung der Gewässerunterhaltung im Untersuchungszeitraum 2009-2018. Maßnahmenkategorie – Jahreszahl: Jahr der Maßnahme, A: Ausgangszustand, a: aktuell angewendet, d: durchgängig angewendet; x: zugeordnete Unterhaltungskategorie.

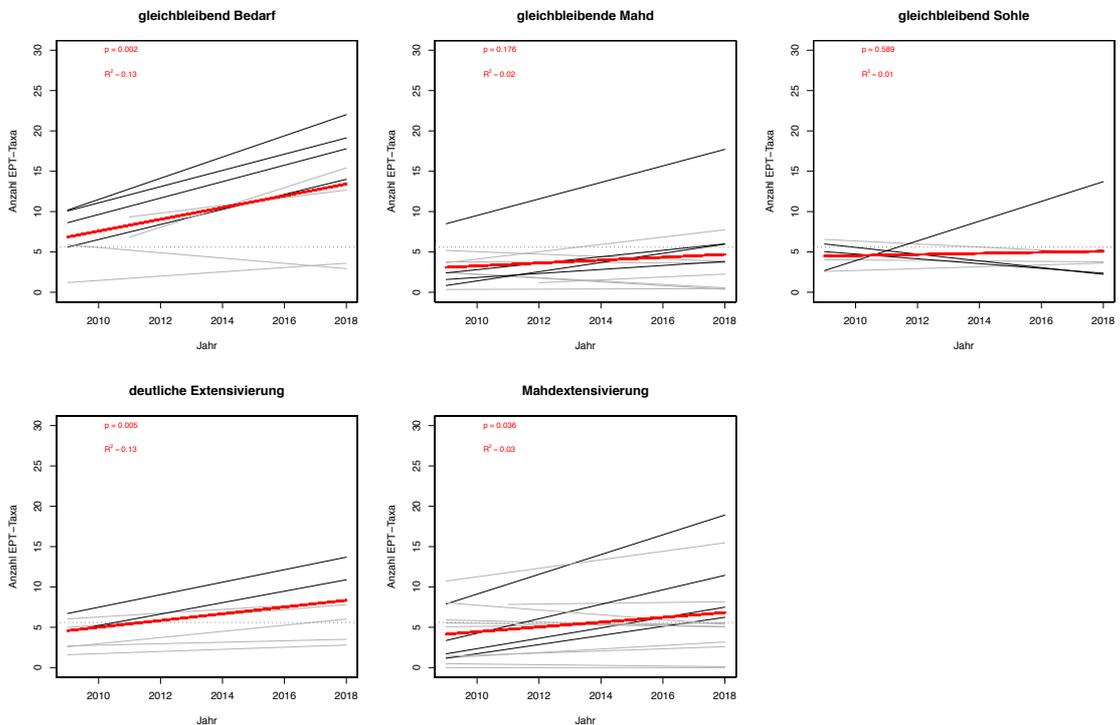
Gewässer	Probe- stelle	Gewässer- typ LAWA	Maßnahmenbeschreibung	Maßnahmenkategorie			Unterhaltungs- kategorie					
				Revitalisierung (neuer Gewässerlauf, Einbau von Strukturen)	Sohle (Räumung, Gewässerbettmahd, Mähkorb, Mähboot)	Böschungsmahd (1-2x pro Jahr, beid-, ein- oder wechselseitig)	Bedarfsunterhaltung (Gehölzpflege, Handmahd, einmalige Maßnahmen)	gleichbleibend Sohle	gleichbleibend Mahd	gleichbleibend Bedarfsunterhaltung	Extensivierung Mahd	deutliche Extensivierung
Aue-Oker-Kanal	AOK2	14	Revitalisierung 2015: mäandrierender Gewässerlauf, Einbau Strukturen wie große Steine	2015	A	a						x
Beberbach	BB1	14	Gewässerbettmahd zu wechselseitig, Revitalisierung	2016	A	A	a					x
Beberbach	BB2	14	2016: neuer Gewässerlauf		A	a						x
Beberbach	BB3	14	Mähkorb, Räumung 2011, ab 2014 Mahd		A		a					x
Beberbach	BB4	14	Mähkorb, Räumung 2010, 2014 Revitalisierung: neuer Gewässerlauf, dann Bedarfsunterhaltung	2014	A		a					x
Fuhsekanal	FU3	18	gleichbleibende Böschungsmahd			d		x				
Fuhsekanal	FU4	18	beid- zu wechselseitig			d					x	
Fuhsekanal	FU4	18	2012/13 Umbau, Revitalisierung: großflächiges Kiesbett, Einbau Strukturen wie Totholz	2013	A	a						x
Galgraben	GA	14	2x beidseitig			d		x				
Graben Lagesbüttel-Harxbüttel	GLH1	14	2x beidseitig			d		x				
Graben Lagesbüttel-Harxbüttel	GLH2	14	beidseitig			d		x				
Graben Lagesbüttel-Harxbüttel	GLH3	14	beid- zu wechselseitig			d					x	
Graben Querum	GQ	14	beid- zu wechselseitig, Räumung 2011	2011	d						x	
Graben Rüningen	GRÜ1	18	beid- zu wechselseitig			d					x	
Graben Rüningen	GRÜ2	18	einseitig			d		x				
Graben Stöckheim	GS	18	beid- zu wechselseitig			d					x	
Graben IGS	IGS	18	2x beidseitig, jetzt Sukzession		A	a						x
Mittelriede	MR1	18	Revitalisierung 2009: neu angelegter Gewässerlauf, 2015 Einbau Kies und Strömungsenker	2009			d			x		
Mittelriede	MR2	14	beid- zu wechselseitig			d					x	
Mittelriede	MR3	14	beid- zu wechselseitig			d					x	
Neuer Graben Lehdorf	NGL	18	2x beid- zu 2x wechselseitig, Räumung 2010	2010	d						x	
Neustadmühlengraben	NMG3	14	einseitig			d		x				
Neustadmühlengraben	NMG5	14	einseitig			d		x				
Oker	O1	15_g	Treibgutentfernung, Gehölzpflege				d			x		
Oker	O2	15_g	Mähboot			d		x				
Oker	O3	15	Mähboot			d		x				
Oker	O4	15	Mähboot			d		x				
Oker	O5	15_g	Mähboot			d		x				
Oker	O6	15_g	Mähboot			d		x				
Oker	O7	15_g	Mähboot			d		x				
Oker	O8	15_g	Treibgutentfernung, Gehölzpflege				d			x		
Oker	O9	15_g	Treibgutentfernung, Gehölzpflege				d			x		
Ölper Graben	ÖG	14	2x ein- zu 2x wechselseitig			d					x	
Rohrbruchgraben	RBG	14	beid- zu wechselseitig			d					x	
Reitlingsgraben	RG	18	bis 2009 Mähkorb und Räumung, dann beidseitig		A	a						x
Sandbach	SB	14	Revitalisierung 2006: Umbau Gerinne	2006			d			x		
Schölke	SCHÖ1	18	2x beidseitig			d		x				
Schölke	SCHÖ2	18	2x beidseitig			d		x				
Schölke	SCHÖ3	18	2x beidseitig			d		x				
Schölke	SCHÖ4	14	Bedarfsunterhaltung				d			x		
Schunter	SCHU	15	Treibgutentfernung, Gehölzpflege				d			x		
Springbach	SP3	18	2x ein- zu 2x wechselseitig			d					x	
Stadtgräben gem. Abfluss	STG	14	Bedarfsunterhaltung				d			x		
Wabe	W1	18	einseitig			d		x				
Wabe	W2	14	beid- zu wechselseitig			d					x	
Wabe	W3	14	beid- zu wechselseitig			d					x	
Wendenmühlengraben	WMG	14	beid- zu wechselseitig, Räumung 2012	2012	d							x

**Tab. A2.** Signifikante Veränderungen von Biodiversitäts- und WRRL-Bewertungsmetrics im Untersuchungszeitraum 2009-2018 an den einzelnen Probestellen. + = Verbesserung, - = Verschlechterung.

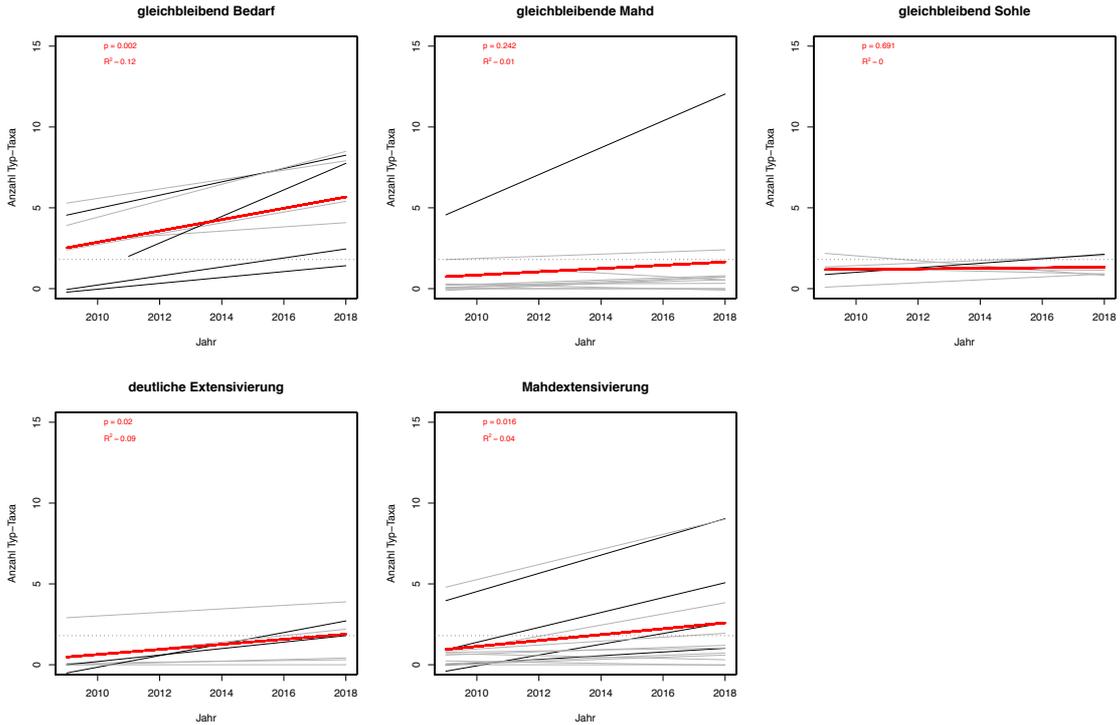
Gewässer	Probe- stelle	Gewässer- typ LAWA	Unterhaltungskategorie						
				Gesamttaxa	EPT-Taxa	Gewässertyp-Taxa	Faunaindex	AD Score	Ökol. Zustand
Aue-Oker-Kanal	AOK2	14	deutliche Extensivierung						
Beberbach	BB1	14	deutliche Extensivierung	+					
Beberbach	BB2	14	deutliche Extensivierung	+		+	+	+	
Beberbach	BB3	14	deutliche Extensivierung		+		+	+	+
Beberbach	BB4	14	gleichbleibend Mahd						
Fuhsekanal	FU3	18	Extensivierung Mahd	+	+	+	+	+	+
Fuhsekanal	FU4	18	deutliche Extensivierung	+		+			
Galgraben	GA	14	gleichbleibend Mahd						
Graben Lagesbüttel-Harxbüttel	GLH1	14	gleichbleibend Mahd						
Graben Lagesbüttel-Harxbüttel	GLH2	14	gleichbleibend Mahd						
Graben Lagesbüttel-Harxbüttel	GLH3	14	Extensivierung Mahd			+	+		
Graben Querum	GQ	14	Extensivierung Mahd	+					
Graben Rüningen	GRÜ1	18	Extensivierung Mahd	+					
Graben Rüningen	GRÜ2	18	gleichbleibend Mahd						
Graben Stöckheim	GS	18	Extensivierung Mahd	+	+		+	+	
Graben IGS	IGS	18	deutliche Extensivierung					+	
Mittelriede	MR1	18	Bedarfsunterhaltung		+		+	+	
Mittelriede	MR2	14	Extensivierung Mahd	+	+	+	+	+	+
Mittelriede	MR3	14	Extensivierung Mahd	+			+		
Neuer Graben Lehndorf	NGL	18	Extensivierung Mahd						
Neustadtmühlengraben	NMG3	14	gleichbleibend Mahd						
Neustadtmühlengraben	NMG5	14	gleichbleibend Mahd	-					
Oker	O1	15_g	Bedarfsunterhaltung	+	+				
Oker	O2	15_g	gleichbleibend Sohle	+				-	-
Oker	O3	15	gleichbleibend Sohle						
Oker	O4	15	gleichbleibend Sohle						
Oker	O5	15_g	gleichbleibend Sohle		-			-	-
Oker	O6	15_g	gleichbleibend Sohle		-				
Oker	O7	15_g	gleichbleibend Sohle	+	+	+			
Oker	O8	15_g	Bedarfsunterhaltung	+	+	+			
Oker	O9	15_g	Bedarfsunterhaltung	+	+			+	
Ölper Graben	ÖG	14	Extensivierung Mahd						
Rohrbruchgraben	RBG	14	Extensivierung Mahd	+					
Reitlingsgraben	RG	18	deutliche Extensivierung	+	+				
Sandbach	SB	14	Bedarfsunterhaltung						
Schölke	SCHÖ1	18	gleichbleibend Mahd	+	+				
Schölke	SCHÖ2	18	gleichbleibend Mahd		+			+	
Schölke	SCHÖ3	18	gleichbleibend Mahd		+				
Schölke	SCHÖ4	14	Bedarfsunterhaltung			+	+		
Schunter	SCHU	15	Bedarfsunterhaltung			+	+	+	
Springbach	SP3	18	Extensivierung Mahd	+	+	+	+		
Stadtgräben gemeinsamer Abfluss	STG	14	Bedarfsunterhaltung			+	+	+	
Wabe	W1	18	gleichbleibend Mahd	+	+	+	+	+	+
Wabe	W2	14	Extensivierung Mahd	+					
Wabe	W3	14	Extensivierung Mahd						
Wendenmühlengraben	WMG	14	Extensivierung Mahd	+					



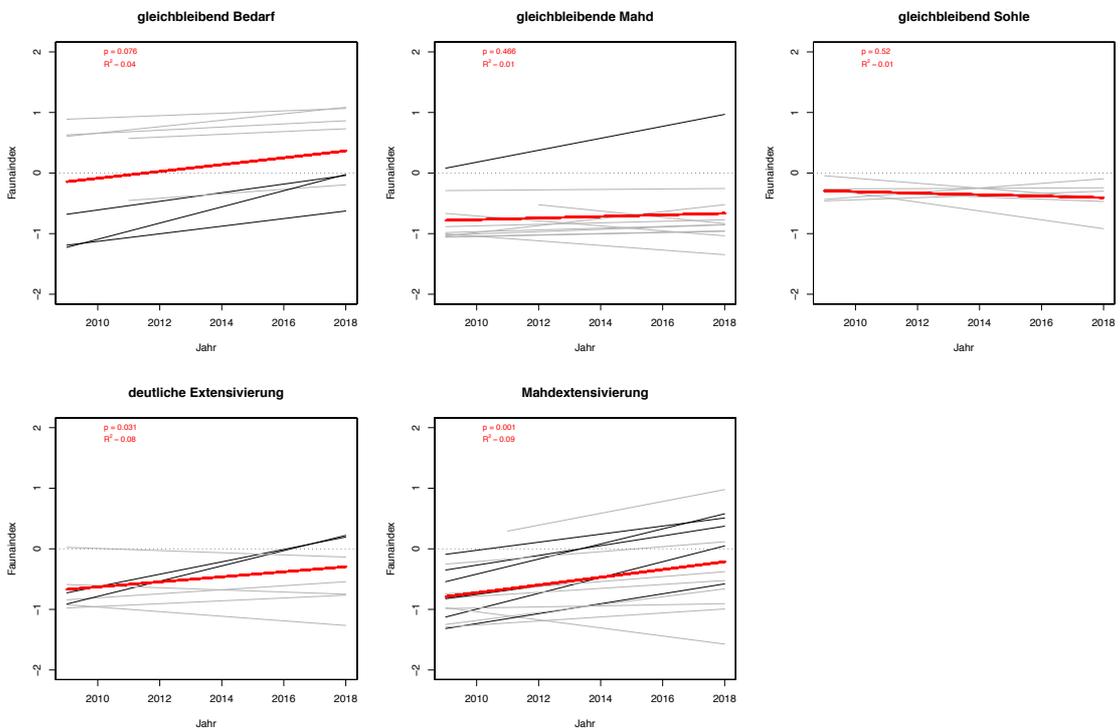
**Abb. A1.** Ergebnisse von Regressionsanalysen für den Artenreichtum (Gesamttaxa; horizontale, gestrichelte Linie: Mittelwert aller Probestellen) in den verschiedenen Unterhaltungskategorien (rot). Dargestellt sind zudem die Regressionsgeraden der einzelnen Probestellen. Schwarz: signifikante Veränderung ( $p < 0,05$ ), grau: nicht signifikant.



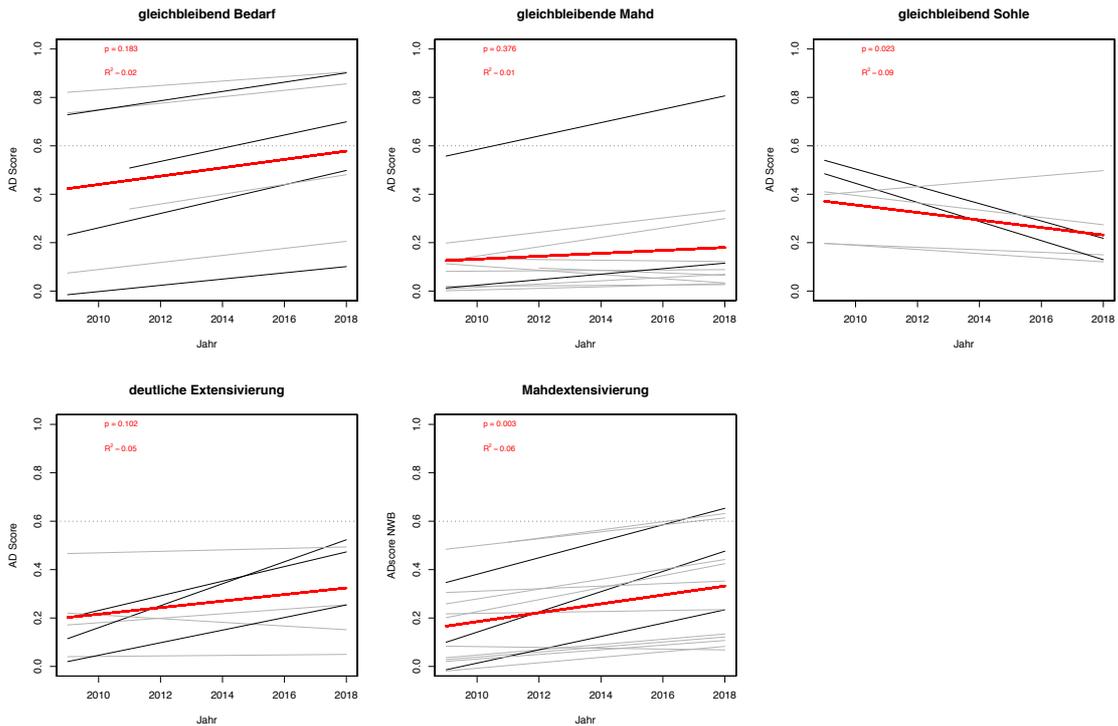
**Abb. A2.** Ergebnisse von Regressionsanalysen für den Artenreichtum der EPT-Taxa (horizontale, gestrichelte Linie: Mittelwert aller Probestellen) in den verschiedenen Unterhaltungskategorien (rot). Dargestellt sind zudem die Regressionsgeraden der einzelnen Probestellen. Schwarz: signifikante Veränderung ( $p < 0,05$ ), grau: nicht signifikant.



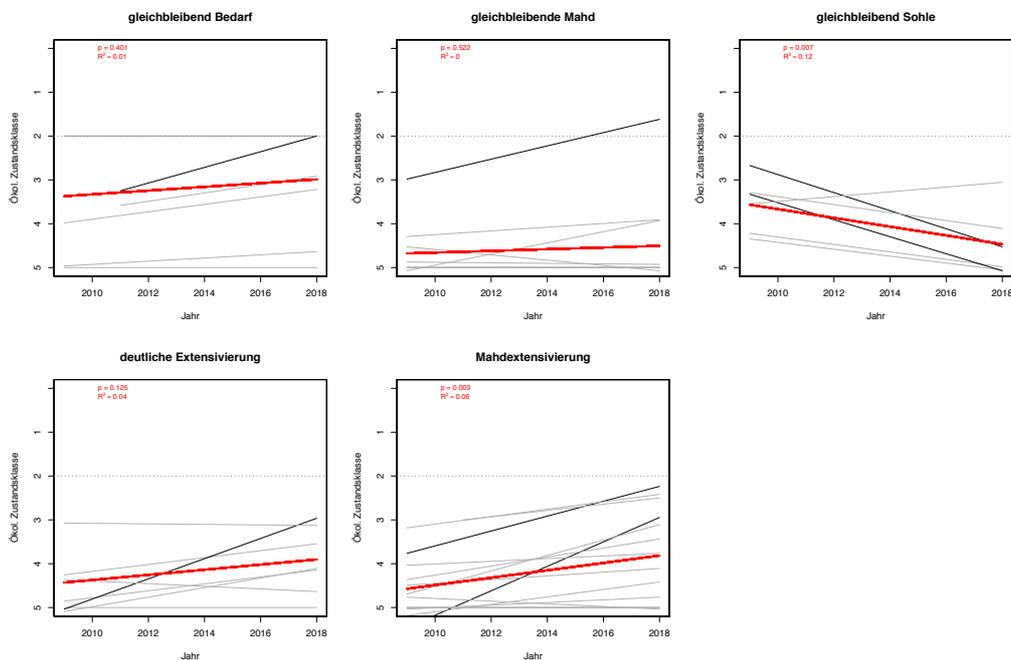
**Abb. A3.** Ergebnisse von Regressionsanalysen für den Artenreichtum der gewässertypspezifischen Taxa (horizontale, gestrichelte Linie: Mittelwert aller Probestellen) in den verschiedenen Unterhaltungskategorien (rot). Dargestellt sind zudem die Regressionsgeraden der einzelnen Probestellen. Schwarz: signifikante Veränderung ( $p < 0,05$ ), grau: nicht signifikant.



**Abb. A4.** Ergebnisse von Regressionsanalysen für den WRRL-Metric Faunaindex (Übergang vom negativen zum positiven Bereich) in den verschiedenen Unterhaltungskategorien (rot). Dargestellt sind zudem die Regressionsgeraden der einzelnen Probestellen. Schwarz: signifikante Veränderung ( $p < 0,05$ ), grau: nicht signifikant.



**Abb. A5.** Ergebnisse von Regressionsanalysen für den WRRL-Metric Score der Allgemeinen Degradation (horizontale, gestrichelte Linie: guter Zustand) in den verschiedenen Unterkategorien (rot). Dargestellt sind zudem die Regressionsgeraden der einzelnen Probestellen. Schwarz: signifikante Veränderung ( $p < 0,05$ ), grau: nicht signifikant.



**Abb. A6.** Ergebnisse von Regressionsanalysen für den WRRL-Metric Ökologische Zustandsklasse (horizontale, gestrichelte Linie: guter Zustand) in den verschiedenen Unterkategorien (rot). Dargestellt sind zudem die Regressionsgeraden der einzelnen Probestellen. Schwarz: signifikante Veränderung ( $p < 0,05$ ), grau: nicht signifikant.

**Tab. A3.** Liste der während der Teichuntersuchung (Kap. 5.1.2.) gefundenen Libellenarten, ihre Prävalenz in den drei Teichtypen sowie ihre Gesamthäufigkeit (Anzahl Teiche mit Vorkommen).

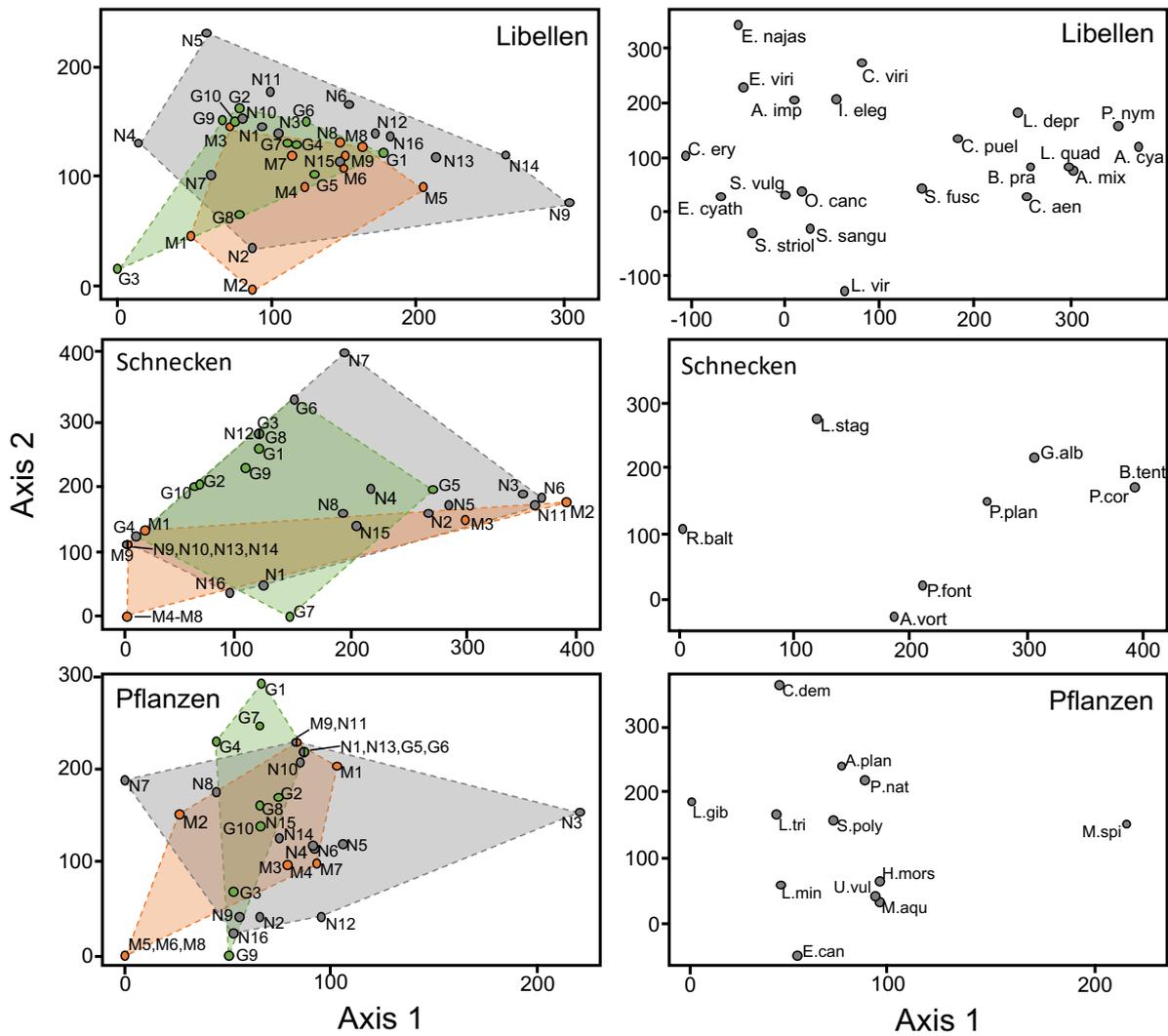
Art	Anteil in Teichtypen			N <sub>Gesamt</sub>	Abkürzung
	Beweidung	Mechanisch	Ohne		
<i>Coenagrion puella</i>	0,90	1,00	0,88	32	C. puel
<i>Ischnura elegans</i>	0,80	0,67	0,63	25	I. eleg
<i>Anax imperator</i>	0,60	0,56	0,50	19	A. imp
<i>Sympetrum sanguineum</i>	0,70	0,44	0,44	18	S. sang
<i>Sympetrum vulgatum</i>	0,50	0,67	0,44	19	S. vulg
<i>Chalcolestes viridis</i>	0,50	0,33	0,50	16	C. viri
<i>Sympecma fusca</i>	0,40	0,56	0,50	17	S. fusc
<i>Orthetrum cancellatum</i>	0,30	0,56	0,13	10	O. canc
<i>Aeshna mixta</i>	0,20	0,56	0,31	11	A. mix
<i>Libellula quadrimaculata</i>	0,30	0,56	0,19	11	L. quad
<i>Sympetrum striolatum</i>	0,40	0,11	0,25	9	S. striol
<i>Cordulia aenea</i>	0,20	0,44	0,19	9	C. aen
<i>Crocothemis erythraea</i>	0,50	0,11	0,19	9	C. ery
<i>Libellula depressa</i>	0,30	0,22	0,25	9	L. depr
<i>Lestes virens</i>	0,00	0,67	0,13	8	L. vir
<i>Erythromma najas</i>	0,20	0,11	0,19	6	A. najas
<i>Erythromma viridulum</i>	0,10	0,22	0,19	6	E. viri
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	0,00	0,33	0,19	6	P. nym
<i>Brachytron pratense</i>	0,00	0,22	0,06	3	B. pra
<i>Enallagma cyathigerum</i>	0,00	0,11	0,13	3	E. cya
<i>Aeshna cyanea</i>	0,00	0,00	0,06	3	A. cya
<i>Aeshna isoceles</i>	0,00	0,22	0,00	2	
<i>Leucorrhinia pectoralis</i>	0,00	0,22	0,00	2	
<i>Lestes sponsa</i>	0,00	0,00	0,06	1	
<i>Orthetrum brunneum</i>	0,00	0,11	0,00	1	
<i>Somatochlora metallica</i>	0,00	0,00	0,06	1	
<b>N Arten/Typ</b>	<b>15</b>	<b>22</b>	<b>22</b>		

**Tab. A4.** Liste der während der Teichuntersuchung (Kap. 5.1.2.) gefundenen Schneckenarten, ihre Prävalenz in den drei Teichtypen sowie ihre Gesamthäufigkeit (Anzahl Teiche mit Vorkommen).

Art	Anteil in Teichtypen			N <sub>Gesamt</sub>	Abkürzung
	Beweidung	Mechanisch	Ohne		
<i>Radix balthica</i>	0,60	0,44	0,50	18	R.balt
<i>Limnea stagnalis</i>	0,80	0,44	0,25	16	L.stag
<i>Planorbis planorbis</i>	0,10	0,78	0,19	11	P.plan
<i>Planorbarius corneus</i>	0,00	0,56	0,25	9	P.cor
<i>Gyraulus albus</i>	0,50	0,11	0,13	8	G.alb
<i>Anisus vortex</i>	0,20	0,11	0,19	6	A.vort
<i>Bithynia tentaculata</i>	0,00	0,56	0,25	9	B.tent
<i>Physa fontinalis</i>	0,00	0,00	0,19	3	
<i>Stagnicola corvus</i>	0,00	0,33	0,00	3	
<i>Physella acuta</i>	0,10	0,11	0,00	2	
<i>Radix auricula</i>	0,10	0,00	0,06	2	
<i>Anisus vorticulus</i>	0,00	0,00	0,06	1	
<i>Bathyomphalus contortus</i>	0,00	0,11	0,00	1	
<i>Gyraulus crista</i>	0,10	0,00	0,06	2	
<i>Planorbis carinata</i>	0,00	0,00	0,06	1	
<i>Valvata cristata</i>	0,00	0,11	0,00	1	
<b>N species</b>	<b>8</b>	<b>11</b>	<b>12</b>		

**Tab. A5.** Liste der während der Teichuntersuchung (Kap. 5.1.2.) gefundenen Arten der Wasser- und Sumpfpflanzen, ihre Prävalenz in den drei Teichtypen sowie ihre Gesamthäufigkeit (Anzahl Teiche mit Vorkommen).

Art	Anteil in Teichtypen			N <sub>Gesamt</sub>	Abkürzung
	Beweidung	Mechanisch	Ohne		
<i>Phragmites australis</i>	0,40	0,89	0,75	24	
<i>Potamogeton natans</i>	0,60	0,89	0,56	23	P. nat
<i>Juncus spp.</i>	0,50	0,89	0,44	20	
<i>Typha latifolia</i>	0,40	0,44	0,63	18	
<i>Lemna minor</i>	0,60	0,33	0,38	15	L. min
<i>Carex spp.</i>	0,20	1,00	0,19	14	
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	0,20	0,56	0,13	9	A. plan
<i>Spirodela polyrrhiza</i>	0,40	0,00	0,25	8	S. poly
<i>Schoenoplectus lacustris</i>	0,10	0,56	0,13	8	
<i>Elodea canadensis</i>	0,20	0,22	0,19	7	E. can
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	0,00	0,67	0,06	7	H. mors
<i>Lemna trisulca</i>	0,20	0,33	0,13	7	L. tri
<i>Utricularia vulgaris</i>	0,00	0,67	0,06	7	U. vul
<i>Mentha aquatica</i>	0,00	0,56	0,06	6	
<i>Typha angustifolia</i>	0,00	0,11	0,31	6	
<i>Lycopus europaeus</i>	0,20	0,22	0,13	6	
<i>Iris pseudacorus</i>	0,10	0,33	0,06	5	
<i>Ceratophyllum demersum</i>	0,20	0,11	0,06	4	C. dem
<i>Scirpus sp</i>	0,20	0,00	0,13	4	
<i>Sparganium erectum</i>	0,10	0,22	0,06	4	
<i>Lemna gibba</i>	0,00	0,11	0,13	3	
<i>Myriophyllum spicatum</i>	0,00	0,11	0,13	3	M. spi
<i>Persicaria hydropiper</i>	0,20	0,00	0,00	2	
<i>Zanichella palustris</i>	0,10	0,11	0,00	2	
<i>Sparganium emersum</i>	0,00	0,11	0,06	2	
<i>Equisetum spec.</i>	0,00	0,11	0,06	2	
<i>Lysimachia vulgaris</i>	0,00	0,11	0,06	2	
<i>Callitriche sp.</i>	0,00	0,00	0,06	1	
<i>Ceratophyllum submersum</i>	0,00	0,00	0,06	1	
<i>Chara virgata</i>	0,00	0,11	0,00	1	
<i>Lagorosiphon major</i>	0,00	0,00	0,06	1	
<i>Lotus pedunculatus</i>	0,00	0,11	0,00	1	
<i>Nymphaea alba</i>	0,00	0,11	0,00	1	
<i>Potamogeton trichoides</i>	0,00	0,11	0,00	1	
<i>Ranunculus lingua</i>	0,00	0,11	0,00	1	
<i>Riccia fluitans</i>	0,00	0,00	0,06	1	
<i>Stellaria aquatica</i>	0,10	0,00	0,00	1	
<i>Glyceria maxima</i>	0,00	0,11	0,00	1	
<i>Phalaris arundinacea</i>	0,00	0,00	0,06	1	
<i>Butomus umbellatus</i>	0,00	0,00	0,00	0	
<i>Schoenoplectus tabernaemontani</i>	0,00	0,00	0,00	0	
<b>N species</b>	<b>19</b>	<b>30</b>	<b>30</b>		



**Abb. A7.** Ordinationsplots basierend auf DCAs für Libellen, Schnecken und Wasserpflanzen ohne Röhricht. Für die Analyse wurden hier jeweils Arten nicht berücksichtigt, die in weniger als drei Teichen auftraten. Links jeweils die Ordination der Teiche (Bezeichnungen sind die IDs), rechts die der Arten. Die Abkürzungen der Artnamen sind in den Tabellen A3-A5 im Anhang erläutert.

**Tab. A6.** Eigenwerte der ersten beiden Achsen der DCAs (s. Abb. A7).

DCA Achse	Libellen		Schnecken		Pflanzen	
	alle	ohne seltene	alle	ohne seltene	alle	ohne seltene
1	0.351	0.343	0.981	0.769	0.758	0.716
2	0.256	0.222	0.759	0.362	0.577	0.423
3	0.184	0.147	0.363	0.062	0.313	0.190
4	0.113	0.064	0.091	0.023	0.169	0.080

Grüne Flussjungfer ( <i>Ophiogomphus cecilia</i> )	Grüne Flussjungfer ( <i>Ophiogomphus cecilia</i> )
<b>Habitatansprüche:</b> Die Grüne Flussjungfer besiedelt Flüsse und Bäche mit geringer Wassertiefe und mäßiger Fließgeschwindigkeit. Zusätzlich kommen sie in technisch ausgebauten Fließgewässern und vereinzelt in Stillgewässern (Imagines) vor. Der Gewässergrund besteht aus vegetationsfreien Sandbänken und einem feinsandig-kiesigem Flachwasserbereich. Für eine ausreichende Besonnung sind die Waldbäche mindestens drei Meter breit. Gewässer mit geringerer Breite (ab 0,5m) werden nur bei einem lückigem Gehölzsaum angenommen. Die Larven leben in strömungsberuhigten Bereichen, besonders an Totwasserräumen hinter Treibholzaufschwemmungen, in Grob- und Mittelkiesablagerungen und an vegetationsarmen Stellen von Sandbänken. Die Larven der Grünen Flussjungfer lauern oberflächlich im Substrat und meiden stärkere Schlammablagerungen. Imagines verbringen nach dem Schlupf eine mehrwöchige Reifezeit, welche zum Teil kilometerweit vom Gewässer entfernt stattfindet. Mögliche Standorte sind Waldlichtungen, sandige Waldwege, Waldränder und auf Grünlandbrachen. Gewässer im reich strukturierten Gelände werden bevorzugt und Gewässer im Gehölz freiem Ackerland gemieden (NLWKN, 2011s).	<b>Maßnahmen:</b> A1-A10; Ö1; Ö2; Ö6; L1.1; L2.2; L2.3; L3; G1; G1.5; G1.6; G1.14; G1.16; G2; G5; G6; G7.1; G8; G9; G10; G11; G12; G15; GB1; OR3 <b>L2.3:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Mahd außerhalb der Schlupfzeit von Juni bis August (NLWKN, 2017)</li> <li>- Mahd der Gewässersohle mit Mähkorb oder Mähboot (NLWKN, 2017)</li> <li>- Abschnittsweise Böschungsmahd mit Sense, Schlegelmäher mit Wurfband oder Balkenmäher; Mähgut entfernen (NLWKN, 2017)</li> </ul> <b>L3:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Förderung von Grünland in der Umgebung der Gewässer (Lubw, 2015)</li> </ul> <b>G1:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Regelmäßige Sohlräumungen und dichte Bepflanzungen am Gewässer wirken sich negativ aus, besser maßvolle Gewässerpflege (Wildermuth und Martens, 2019; NLWKN, 2017)</li> </ul> <b>G1.11:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Stromstrickkrautung mit Aussparung von Refugialzonen &gt;20% (NLWKN, 2017)</li> </ul> <b>G6:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Extensiv genutzte Pufferstreifen aus Staudenfluren, Waldrändern oder Grünländern zur Förderung der Nahrungs- und Reifehabitats (Huth et al., 2016)</li> </ul> <b>G11:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Förderung und Erhalt einer guten Wasserqualität (Wildermuth und Martens, 2019)</li> </ul>
<b>Vorkommen in BS:</b> Die Grüne Flussjungfer wurde an vielen Standorten in Braunschweig nachgewiesen. Vor allem an verschiedenen Abschnitten der Oker, Mitteleide, Wabe und Schunter. Ebenfalls in Riddagshausen, in mehreren Parks in Braunschweig (Bürgerpark, Löwenwallpark, Inselwallpark, Theaterpark, Prinzenpark), Heidbergsee, Lünischteich und im Querumer Forst (LaReG, 2018; Suhling et al., unpubl. Daten, NLWKN unpubl. Daten, Goertzen, unpubl. Daten).	
<b>Erhaltungszustand:</b> Der EZ ist in Deutschland und Niedersachsen unzureichend (BfN, 2013; NLWKN 2011s). Der Trend aus den Datenbanken von Suhling et al., und Goertzen, (unpubl. Daten) ist positiv und deshalb wird der EZ als positiv angesehen.	
<b>Gefährdungen und Einschränkungen:</b> In Deutschland entstehen Gefährdungen für die Grüne Flussjungfer aus der Verschmutzung der Oberflächengewässer, anderen Verschmutzungen und der Ausbaggerung und Sedimenträumung von Gewässern. Zusätzlich durch Kanalisation und Ableitung von Oberflächenwasser (BfN, 2013). In Niedersachsen entstehen sie mithilfe von Veränderungen der Gewässersohle, die zu einer Entwicklungsstörung für die Larven führen können und einer Verringerung der Wasserqualität aufgrund der Einleitung von Abwässern. Zusätzlich kommt es zu einem mineralischen Eintrag durch Bodenerosion in Ackerlandschaften und einem Ablassen von Fischteichen. Weitere Gefährdung ist eine zunehmende Verkräutung der Gewässer in Folge zunehmender Nährstoffeinträge aus benachbarten landwirtschaftlichen Nutzflächen (NLWKN, 2011s). Spezielle Gefährdungen für Braunschweig sind nicht bekannt.	

**Abb. A8.** Datenblatt (links) und Maßnahmenvorschläge (rechts) für FFH-Arten am Beispiel von *Ophiogomphus cecilia* aus Dalle (2019).