



Endbericht

zum Projekt

Räumliche und zeitliche Aspekte von Fließgewässer- Renaturierungen: Entwicklung neuartiger Bewertungstools



Gelnhausen, 15.09.2015

Zuwendungsempfänger: Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung	Laufzeit: 01.12.2012-15.09.2015
Vorhabensbezeichnung: Räumliche und zeitliche Aspekte von Fließgewässer-Renaturierungen: Entwicklung neuartiger Bewertungstools	

Zuwendungsgeber und Kennzeichen:

Deutsche Bundesstiftung Umwelt (AZ 31007 – 33/2)
Kurt Lange Stiftung
Stiftung Hessischer Naturschutz (AZ: SHN 1059)
Stiftung Kreissparkasse Gelnhausen

Projektleitung:

Prof. Dr. Peter Haase¹

Projektbearbeitung:

Barbara Birzle-Harder², Dr. Jutta Deffner², Prof. Dr. Daniel Hering³, Dr. Kathrin Januschke³,
Nathalie Kaffenberger¹, Moritz Leps¹, Dr. Armin Lorenz³, Patrick Modrak³, Dr. Stefan Stoll¹,
Dr. Andrea Sundermann¹

¹ Senckenberg, Abteilung für Fließgewässerökologie und Naturschutzforschung, Clamecystraße 12, 63571 Gelnhausen

² ISOE – Institut für sozial-ökologische Forschung, Hamburger Allee 45, 60486 Frankfurt/Main

³ Universität Duisburg-Essen, Abteilung Aquatische Ökologie, 45117 Essen

Zitiervorschlag:

Haase, P., B. Birzle-Harder, J. Deffner, D. Hering, K. Januschke, N. Kaffenberger, M. Leps, A. Lorenz, P. Modrak, S. Stoll, A. Sundermann (2015): Räumliche und zeitliche Aspekte von Fließgewässer-Renaturierungen: Entwicklung neuartiger Bewertungstools

Inhalt

1. Einleitung und Hintergrund.....	1
2. Material und Methoden.....	4
2.1. Konzeption des Monitoring-Programms (zeitlicher Effekt von Renaturierungen).....	4
2.1.1. Berücksichtigte Fließgewässer-Renaturierungsprojekte.....	5
2.1.2. Datenaufnahme und -auswertung morphologischer Parameter von Gewässer und Aue.....	6
2.1.3. Datenaufnahme und -auswertung der biologischen Qualitätskomponenten.....	8
2.2. Entwicklung eines Bewertungsverfahrens für Laufkäfer und Auenvegetation.....	13
2.3. Erhebungsdesign zur Wahrnehmung und Bewertung der Fließgewässer- Renaturierungen bei Anwohnern und Nutzern.....	16
2.3.1. Qualitativ-sozialwissenschaftliche Befragung.....	17
2.3.2. Standardisierte Befragung.....	18
2.3.3. Soziodemografische Struktur der Stichprobe der standardisierten Befragung.....	19
3. Ergebnisse.....	20
3.1. Zeitliche Effekte von Renaturierungsprojekten.....	20
3.1.1. Charakterisierung der Renaturierungsprojekte.....	20
3.1.2. Auswirkung der Renaturierungsprojekte auf die Morphologie von Gewässer und Aue.....	23
3.1.3. Zeitliche Effekte der Renaturierungen auf die biologischen Komponenten.....	28
3.2. Bewertungsverfahren für Laufkäfer und Auenvegetation.....	46
3.2.1. Bewertungsverfahren für die Laufkäfer der „Auen kleiner Mittelgebirgsflüsse“.....	46
3.2.2. Bewertungsverfahren für die Vegetation der „Auen kleiner Mittelgebirgsflüsse“.....	49
3.3. Wahrnehmung durch Bewohner anliegender Gemeinden.....	53
3.3.1. Qualitativ-sozialwissenschaftliche Befragung.....	53
3.3.2. Standardisierte Befragung.....	56
4. Diskussion.....	67
4.1. Bedeutung der Zeit für den Erfolg von Renaturierungsprojekten.....	67
4.2. Möglichkeiten und Grenzen des Bewertungstools für Auenrenaturierungen.....	67
4.3. Gesellschaftliche Wahrnehmung und Bewertung.....	68
5. Zusammenfassung.....	70
6. Dank.....	71
7. Literatur.....	71

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1:	Übersicht über die kartierten Mesohabitate in der Aue.	8
Tabelle 2-2:	Im Rahmen der Kartierung erhobene Vegetationstypen und dazugehörige -einheiten.	12
Tabelle 2-3:	Typologische Zuordnung der Probestellen zu einer vereinfachten Auentypologie anhand des LAWA-Fließgewässertyps, der Größe des Einzugsgebiets und Angaben aus Pottgiesser & Sommerhäuser (2008) und Koenzen (2005) zur jeweiligen Probestelle.	14
Tabelle 2-4:	Soziodemografische Angaben der Befragten. Abkürzung: HH = Haushalt.	17
Tabelle 2-5:	Überblick Befragungsgemeinden und renaturierte Gewässerabschnitte.	18
Tabelle 3-1:	Übersicht über die berücksichtigten Renaturierungsprojekte und durchgeführten Maßnahmen. Abkürzungen: ng = Daten waren vorhanden, wurden aber nicht genutzt, nA= nicht in die Abbildungen eingeflossen. Tabelle wird auf der nächsten Seite fortgesetzt.	21
Tabelle 3-2:	Kenngrößen der hydromorphologischen Veränderungen der Untersuchungsgewässer. Die Varianz an Vergleichs- (Vergl.) und renaturierten Abschnitten (Renat.) wurde mit dem Variationskoeffizienten, die Diversität der Elemente mit dem Shannon-Wiener Index und die Substratdiversität mit dem Spatial-Diversity-Index ermittelt. Zunahmen der Kenngrößen am renaturierten Abschnitt sind fett gekennzeichnet. Die Anzahl der Messpunkte pro Transekt wird mit N angegeben. Bezüglich der Maßnahmen und Gewässerkürzel vgl. Tabelle 3-1. Tabelle wird auf der nächsten Seite fortgesetzt.	24
Tabelle 3-3:	Kenngrößen der auenmorphologischen Veränderungen der Untersuchungsgewässer. Die Diversität der Mesohabitate und Substrate in der Aue wurden mit dem Shannon-Wiener Index ermittelt. Zunahmen der Kenngrößen am renaturierten Abschnitt sind fett gekennzeichnet. Bezüglich der Maßnahmen und Gewässerkürzel vgl. Tabelle 3-1.	27
Tabelle 3-4:	Bewertungsergebnisse des Makrozoobenthos. Für jedes Renaturierungsprojekt sind die Bewertungsergebnisse (Ökologische Zustandsklasse sowie Einzelbewertungen) für den renaturierten sowie den Vergleichsabschnitt gegenübergestellt. Zur Bewertung signifikanter Differenzen wurde ein gepaarter Wilcoxon-Test genutzt (* $P < 0.05$; n.s. $P > 0.05$). Tabelle wird auf der nächsten Seite fortgesetzt.	30
Tabelle 3-5:	Bewertungsergebnisse der Fische. Für jedes Renaturierungsprojekt sind die Bewertungsergebnisse (Ökologische Zustandsklasse (ÖZK) sowie Einzelbewertungen) für den renaturierten sowie den Vergleichsabschnitt gegenübergestellt. Zur Bewertung signifikanter Differenzen wurde ein gepaarter Wilcoxon-Test genutzt (* $P < 0.05$; n.s. $P > 0.05$). Tabelle wird auf der nächsten Seite fortgesetzt.	33

Tabelle 3-6:	Bewertungsergebnisse der Makrophyten. Für jedes Renaturierungsprojekt sind die Bewertungsergebnisse (Ökologische Zustandsklasse sowie Einzelbewertungen) für den renaturierten sowie den Vergleichsabschnitt gegenübergestellt. Zur Bewertung signifikanter Differenzen wurde ein gepaarter Wilcoxon-Test genutzt (* $P < 0.05$; n.s. $P > 0.05$). **Abschnitt ohne geforderte Mindest-Pflanzenmenge. Hier wurde der schlechtest mögliche Wert bei der ÖZK (5) und beim normierten Referenzindex (0) eingesetzt.....	36
Tabelle 3-7:	Metrikergebnisse der Laufkäfer. Für jedes Renaturierungsprojekt sind die Metrikergebnisse für den renaturierten sowie den Vergleichsabschnitt gegenübergestellt. Zur Bewertung signifikanter Differenzen wurde ein gepaarter Wilcoxon-Test genutzt (* $P < 0.05$; n.s. $P > 0.05$). Tabelle wird auf der nächsten Seite fortgesetzt.....	40
Tabelle 3-8:	Metrikergebnisse der Auenvegetationsanalyse. Für jedes Renaturierungsprojekt sind die Metrikergebnisse für den renaturierten sowie den Vergleichsabschnitt gegenübergestellt. Zur Bewertung signifikanter Differenzen wurde ein gepaarter Wilcoxon-Test genutzt (* $P < 0.05$; n.s. $P > 0.05$). Tabelle wird auf der nächsten Seite fortgesetzt. Abkürzung: VE=Vegetationseinheit.....	44
Tabelle 3-9:	Bewertungsprotokoll zu Veränderungen der Laufkäfer in Auen kleiner Mittelgebirgsflüsse in Folge von Fließgewässerrenaturierungen; Abkürzung: D = degradiert, R = renaturiert. Tabelle wird auf der nächsten Seite fortgesetzt.	48
Tabelle 3-10:	Bewertungsprotokoll zu Veränderungen der Auenvegetation in Auen kleiner Mittelgebirgsflüsse in Folge von Fließgewässerrenaturierungen; Abkürzung: D = degradiert, R = renaturiert.	52

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1:	Schema, nach dem die zwei Untersuchungsabschnitte pro Renaturierungsprojekt eingerichtet wurden.	4
Abbildung 2-2:	Übersichtskarte über die untersuchten Renaturierungsprojekte. Die Zahlen geben die Projekt-ID-Nummer wider. Die Namen der Fließgewässer können Tabelle 3-1 entnommen werden.	5
Abbildung 2-3:	Schema zur Aufnahme hydromorphologischer Parameter in den Untersuchungsbereichen.	6
Abbildung 2-4:	Modularer Aufbau des Bewertungsverfahrens für Laufkäfer und Auenvegetation in Auen (verändert nach Dahm et al. 2014); Bewertungsebenen: orange = morphologische Ebene, grün = biologische Ebene.	14
Abbildung 2-5:	Soziodemografische Struktur der Befragten (n=760).	19
Abbildung 3-1:	Box-and-Whisker-Plots zur Darstellung morphologischer Kenngrößen in renaturierten Gewässerabschnitten und entsprechenden nicht renaturierten Vergleichsabschnitten. Signifikanzen wurden mittels des Wilcoxon-Tests für gepaarte Stichproben ermittelt (n=43).....	23
Abbildung 3-2:	Box-and-Whisker-Plots zur Darstellung auenmorphologischer Kenngrößen in renaturierten Gewässerabschnitten und entsprechenden nicht renaturierten Vergleichsabschnitten. Signifikanzen wurden mittels des Wilcoxon-Tests für gepaarte Stichproben ermittelt.	26
Abbildung 3-3:	Differenzen der Abundanzen, Taxazahlen, der Saprobienindizes, der MMI sowie der ökologischen Zustandsklassen zwischen den renaturierten und den Vergleichsabschnitten, abgetragen gegen das Alter der Maßnahmen zum Beprobungszeitpunkt. Angegeben sind Bestimmtheitsmaße (R^2) sowie P-Werte von einfachen linearen Regressionsmodellen.	29
Abbildung 3-4:	Veränderungen in den Fischgemeinschaften (dargestellt als Differenz aus renaturiert minus Vergleich) in Abhängigkeit des Alters der Renaturierungen.	32
Abbildung 3-5:	Taxazahl, Deckungsgrad, Anzahl Wuchsformen, normierter Referenzindex und ÖZK der Makrophyten-Probenahmen. Dargestellt ist die Differenzen (renaturiert minus Vergleich) gegen die Zeit seit der Maßnahmendurchführung.....	35
Abbildung 3-6:	Anzahl Taxa, Anzahl Ufer- und Auenarten, Anzahl Uferbank-Spezialisten, Anzahl flugfähiger Arten und Anzahl feuchtigkeitsliebender Arten der Laufkäfer-Probenahmen. Dargestellt sind die Differenzen (renaturiert minus Vergleich) gegen die Zeit seit der Maßnahmendurchführung.....	39
Abbildung 3-7:	Deckungsgrad, Anzahl Vegetationseinheiten, Anzahl an Taxa, %-Anteil Überflutungszeiger und Anzahl Ruderalarten der	

	Auenv egetations-Probenahmen. Dargestellt sind die Differenzen (renaturiert minus Vergleich) gegen die Zeit seit der Maßnahmedurchführung.....	43
Abbildung 3-8:	Nutzung des jeweiligen Gewässerabschnitts nach Jahren (n=760).....	57
Abbildung 3-9:	Häufigkeit des Aufenthalts am jeweiligen Renaturierungsabschnitt (n=760).....	57
Abbildung 3-10:	Aktivitäten am jeweiligen Renaturierungsabschnitt (Mehrfachnennungen, n=760).....	58
Abbildung 3-11:	Charakterisierung des jeweiligen Renaturierungsabschnitts (n=760).	59
Abbildung 3-12:	Alle, die den Abschnitt schon vorher gekannt haben: Veränderungen durch die Renaturierung – Nutzen für den Menschen (n=573).....	59
Abbildung 3-13:	Alle, die den Abschnitt schon vorher gekannt haben: Veränderungen durch die Renaturierung – Nutzen für die Natur (n=573).....	60
Abbildung 3-14:	Vergleich Kenner (n=573) und Nichtkenner (n=187) der Renaturierung: Veränderungen durch die Renaturierung – Nutzen für den Menschen.	61
Abbildung 3-15:	Vergleich Kenner (n=573) und Nichtkenner (n=187) der Renaturierung: Veränderungen durch die Renaturierung – Nutzen für die Natur.	61
Abbildung 3-16:	Tierbeobachtungen am Renaturierungsabschnitt (n=701).....	62
Abbildung 3-17:	Profiteure der Renaturierungen (n=760).	62
Abbildung 3-18:	Wahrgenommene negative Auswirkungen der Renaturierungen (n=760).....	63
Abbildung 3-19:	Differenzierung der Kostenaussage nach Gemeinden.	64
Abbildung 3-20:	Wahrnehmung der Kosten für die jeweilige Renaturierung (n=760).	64
Abbildung 3-21:	Wahrnehmung der Kosten für die jeweilige Renaturierung – Differenzierung nach Gemeinden.....	65
Abbildung 3-22:	Gesamtbeurteilung des jeweiligen Renaturierungsprojekts (n=760).....	66
Abbildung 3-23:	Akzeptanz von weiteren Renaturierungsprojekten in Deutschland (n=760).....	66

1. Einleitung und Hintergrund

Die Jahrzehnte lange Gewässerverschmutzung hat im Jahr 2000 zu einem Paradigmenwechsel in der europäischen Gewässerpolitik geführt: Mit dem Inkrafttreten der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) Ende 2000 sind alle europäischen Gewässer anhand ihrer Lebensgemeinschaften zu bewerten. Erste Erhebungen in Deutschland zeigen, dass derzeit rund 80% unserer Fließgewässer nicht den „guten ökologischen Zustand“, wie von der WRRL gefordert, erreichen. Bei weit über 100.000 Kilometern WRRL-relevanter Fließstrecken in Deutschland und durchschnittlichen Sanierungskosten von rund 500.000 Euro pro Kilometer wären in den kommenden Jahren Milliardenbeträge für die Sanierung notwendig.

In einer großen bundesweiten Studie konnten Wissenschaftler von Senckenberg und der Universität Duisburg-Essen erstmals dokumentieren, dass bisherige Renaturierungsprojekte in keinem der untersuchten Fälle zu dem „guten ökologischen Zustand“ geführt haben (Sundermann et al. 2009). Die Gründe hierfür sind vielschichtig und reichen von einem unzureichenden Wiederbesiedlungspotenzial (viele Arten sind in kompletten Einzugsgebieten ausgestorben und können daher kurzfristig nicht wieder zurückkehren) bis hin zu einer verbliebenen stofflichen Belastung durch den Eintrag von Pestiziden und Düngemitteln aus der landwirtschaftlichen Produktion.

Diese alarmierenden Ergebnisse haben zu einer dringend notwendigen Diskussion über verbesserte Strategien in der Fließgewässer-Renaturierung geführt. Als eine Konsequenz hat das Umweltbundesamt Ende 2010 ein größeres Forschungsprojekt bewilligt, das sich genau diesem Thema widmet und von Senckenberg und der Uni Duisburg-Essen maßgeblich bearbeitet wurde (Dahm et al. 2014).

Vor dem Hintergrund der hohen Kosten weiterer Renaturierungsprojekte und der zu erwartenden Konflikte mit Landeigentümern, Gemeinden und Nutzern des Gewässerumfeldes erscheint es jedoch dringend geboten, nicht nur die WRRL-bezogenen Aspekte (wie in dem Projekt des Umweltbundesamtes) zu betrachten, sondern auch weitere wichtige Faktoren hinzuzuziehen: Hierzu gehören die Auswirkungen von Renaturierungsprojekten auf die angrenzende Aue sowie auf den Menschen selbst.

Erste Untersuchungen deuten bereits darauf hin, dass Renaturierungen auch auf die Aue wirken, z.B. durch die Schaffung ufernaher Überflutungsflächen und vegetationsarmer Zonen. In der Folge verändern sich die ufernahen Lebensgemeinschaften in Richtung naturnaher Auenbiozöosen, z.B. die Laufkäferfauna und die Auenvegetation, wobei diese Veränderungen die Wirkung auf aquatische Biozöosen oft übersteigen (Januschke et al. 2011). Allerdings werden sie von der WRRL nicht erfasst, da diese ausschließlich auf das Gewässer selbst beschränkt sind.

Aus naturschutzfachlicher Sicht sind aber Fließgewässer und Aue nicht trennbar und als artenreichster Lebensraum Mitteleuropas ein „Hotspot“ der Biodiversität. Es erscheint daher dringend geboten, den Blickwinkel zu erweitern, um die - ersten Ergebnisse zufolge - offenbar sehr positiven Wirkungen von Renaturierungsprojekten auf Auen zu belegen und nach außen deutlich sichtbar zu machen.

Der zweite bisher wenig betrachtete Aspekt von Renaturierungsprojekten ist ihre gesellschaftliche Bedeutung. Es ist naheliegend zu vermuten, dass ein renaturiertes Gewässer für Spaziergänger, Touristen, aber auch Nutzer wie Angler oder Kanufahrer deutlich attraktiver ist als ein kanalisiertes Gewässer. Da Renaturierungsmaßnahmen auch auf die angrenzende Aue wirken, sind weitere Nutzergruppen wie Landwirte und Jagdpächter zu berücksichtigen. Diese Faktoren wurden bislang kaum untersucht.

Die dritte offenkundige Wissenslücke betrifft die erforderlichen Zeiträume für die Rückkehr renaturierter Abschnitte in den naturnahen Zustand. Das hier skizzierte Projekt rückt daher die drei o.g. wesentlichen, bislang stark vernachlässigten Fragen zur Renaturierung von Fließgewässern in den Mittelpunkt:

Welche Zeiträume sind für eine Reaktion der Lebensgemeinschaften von Gewässer und Aue notwendig?

Lassen sich die Auswirkungen von Renaturierungen auf Lebensgemeinschaften der Aue bewerten?

Wie werden Renaturierungen des Gewässers und der Aue von der Gesellschaft wahrgenommen?

Die Untersuchung und Beantwortung der drei zuvor genannten Fragen bilden in Verbindung mit dem bisherigen Wissen die Grundlage für eine deutlich erweiterte Betrachtung und Bewertung von Renaturierungen. Ziele des hier vorliegenden Projektes sind daher, a) ein vertieftes Verständnis der zeitlichen Effekte von Renaturierungen auf Fluss- und Auen-Biozönosen zu erlangen, b) erstmals ein Bewertungsverfahren zu Auswirkungen von Fließgewässer-Renaturierungen auf Auengemeinschaften zu entwickeln sowie c) einen ersten Einblick in die Wahrnehmung der Maßnahmen durch die Menschen zu erhalten. Das Erreichen dieser Ziele stellt letztlich auch einen wichtigen Beitrag zur Akzeptanzsteigerung der oft kostspieligen Renaturierungsmaßnahmen dar.

Grundlage dieses Projektes bilden umfangreiche Datensätze und Erfahrungen der Antragsteller zu 58 Fließgewässer-Renaturierungsprojekten aus ganz Deutschland, mit einem Schwerpunkt in Hessen und Nordrhein-Westfalen. Die Datensätze umfassen biologische Daten zu den aquatischen Gruppen Fische, Makroinvertebraten und Makrophyten sowie Daten zu den terrestrischen Auen-besiedelnden Gruppen, Laufkäfer und Auenvegetation. Des Weiteren wurden Daten zur Gewässer- und Auenmorphologie erhoben. Der Datensatz ist in Auflösung und Umfang weltweit einzigartig und Grundlage mehrerer internationaler Publikationen zur Renaturierung von Fließgewässern (Jähnig et al. 2011, Lorenz et al. 2012, Sundermann et al. 2011a, b).

Zur Quantifizierung der Auswirkungen von Fließgewässer-Renaturierungsprojekten auf Auenorganismen wird auf der Basis der o.g. umfangreichen Datensätze mit wichtigen Auen-Indikatorgruppen wie Laufkäfern und Auenvegetation erstmals ein Bewertungsverfahren zur ökologischen Klassifikation renaturierter Auenbereiche entwickelt. Hierbei werden die verschiedenen Auentypen nach Koenzen et al. (2005) berücksichtigt.

Die Abschätzung der gesellschaftlichen Bedeutung von Fließgewässer-Renaturierungsprojekten für Anwohner und Nutzer erfolgt durch eine zweistufige Befragung. Zunächst wer-

den über leitfadengestützte Interviews Anwohner, Spaziergänger, Angler sowie weitere Nutzergruppen (Grundstückseigentümer, Bewirtschafter, etc.) zu ihren Wahrnehmungen und Bewertungen der Maßnahmen an drei ausgewählten Gewässern befragt. Dabei werden objektive und symbolische Dimensionen von Renaturierungsprojekten erfasst. In einem zweiten Schritt werden dann Akzeptanz und Bewertung in einer standardisierten telefonischen Befragung erhoben (n = 760). Die Konzeption und Auswertung dieser Befragungen erfolgt in Kooperation mit dem ISOE-Institut für sozial-ökologische Forschung, einer auf diesem Gebiet ausgewiesenen Einrichtung.

Nachdem bereits vor 6-8 Jahren verschiedene Fließgewässer-Renaturierungsprojekte anhand von Standardmethoden biologisch und hydromorphologisch untersucht wurden, sollen diese Erfassungen ergänzt werden. Fokussiert wird dabei auf Maßnahmen, die ca. 10-25 Jahre alt sind und somit eine wesentlich bessere Abschätzung der zeitlichen Entwicklung ermöglichen. Das Resultat ist ein einzigartiger Datensatz, der erstmals die Wirkung von Renaturierungen auf zahlreiche biologische und hydromorphologische Parameter zeitlich auflöst.

Im Ergebnis stehen sehr umfangreiche neue Erkenntnisse und Verfahren zur Quantifizierung des Erfolgs von Fließgewässer-Renaturierungsprojekten aus Sicht des Gewässers, der Aue und des Menschen.

2. Material und Methoden

2.1. Konzeption des Monitoring-Programms (zeitlicher Effekt von Renaturierungen)

Im Rahmen dieses Projektes wurden die EU-WRRL-relevanten, biologischen Qualitätskomponenten Fische, Makrozoobenthos und Makrophyten untersucht. Da biologische Daten aus dem Zeitraum vor der Durchführung der Renaturierungsprojekte oftmals fehlen oder sie aufgrund abweichender Freilandmethoden (nicht ausreichend standardisiert, keine Indikation der bedeutenden morphologischen Veränderungen) für ein vergleichendes Projekt nicht verwendbar sind, wurde dieses Defizite mittels eines „space-for-time substitution“-Ansatzes kompensieren: Die fehlende Zeitachse (alte Daten nicht vorhanden/verwendbar und auch nicht „nacherhebbar“) wird durch eine Raumkomponente (Vergleichsabschnitt in unmittelbarer Nähe zum renaturierten Abschnitt) ersetzt.

Für jedes Renaturierungsprojekt wurden daher zwei Untersuchungsabschnitte ausgewählt: Der Erste befindet sich innerhalb des renaturierten Abschnittes und der Zweite in geringer Entfernung oberhalb in einem nicht renaturierten Bereich (Vergleichsabschnitt). Durch den Vergleich der Daten dieser beiden Untersuchungsgebiete werden maßnahmenbedingte Unterschiede sichtbar. Voraussetzung hierfür ist, dass der oberhalb liegende Vergleichsabschnitt dem renaturierten Abschnitt vor der Renaturierung weitgehend gleicht. An den folgenden Gewässern wurde hiervon insofern abgewichen, als dass der Vergleichsabschnitt sich aus technischen Gründen in geringer Entfernung unterhalb der Renaturierung befunden hat: Aschaff, Bröl, Fulda bei Niederaula, Kinzig, Lahn bei Ludwigshütte, Lippe, Pleichach, Rodau und Ruhr Altes Feld.

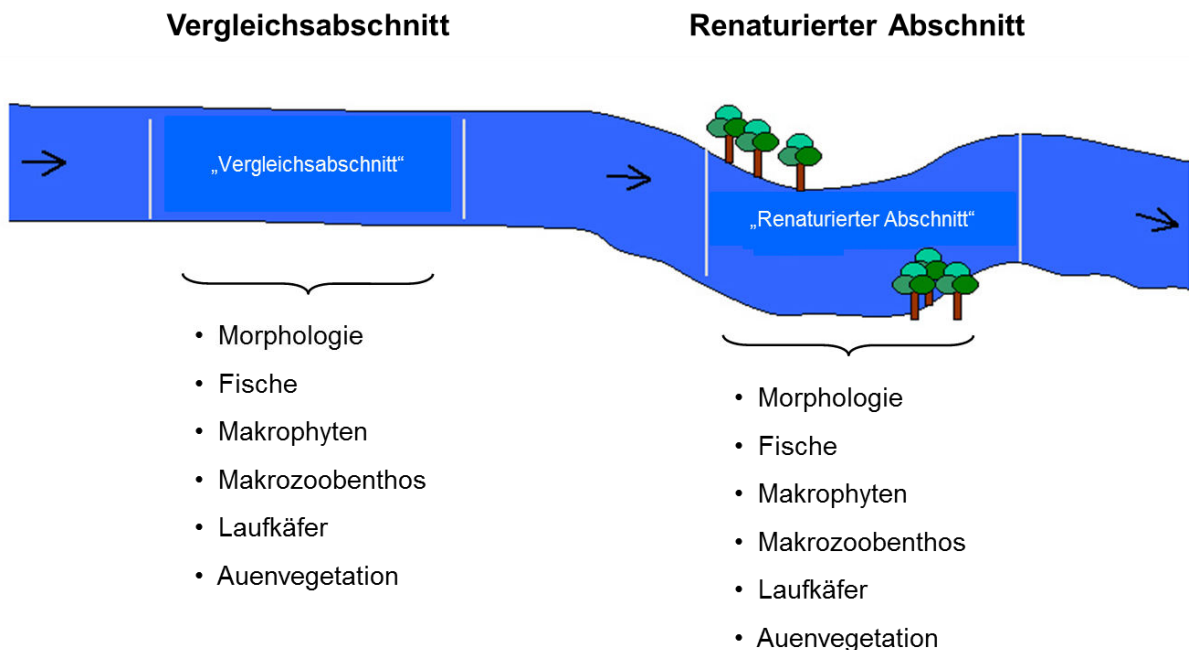


Abbildung 2-1: Schema, nach dem die zwei Untersuchungsabschnitte pro Renaturierungsprojekt eingerichtet wurden.

In jeweils beiden Untersuchungsabschnitten, d.h. im renaturierten Abschnitt sowie im Vergleichsabschnitt (= nicht renaturierter Abschnitt), wurden Aufnahmen zur Gewässer- und Auen-Morphologie, Habitatzusammensetzung sowie zu den Wasserrahmenrichtlinien-relevanten biologischen Qualitätskomponenten (Fische, Makrozoobenthos und Makrophyten) und den Auengruppen Laufkäfer und Auenv egetation durchgeführt (Abbildung 2-1).

2.1.1. Berücksichtigte Fließgewässer-Renaturierungsprojekte

Insgesamt wurden bundesweit 58 Renaturierungsprojekte untersucht (Abbildung 2-2). Die Projekte und ihre Ziele werden in Tabelle 3-1 dargestellt.

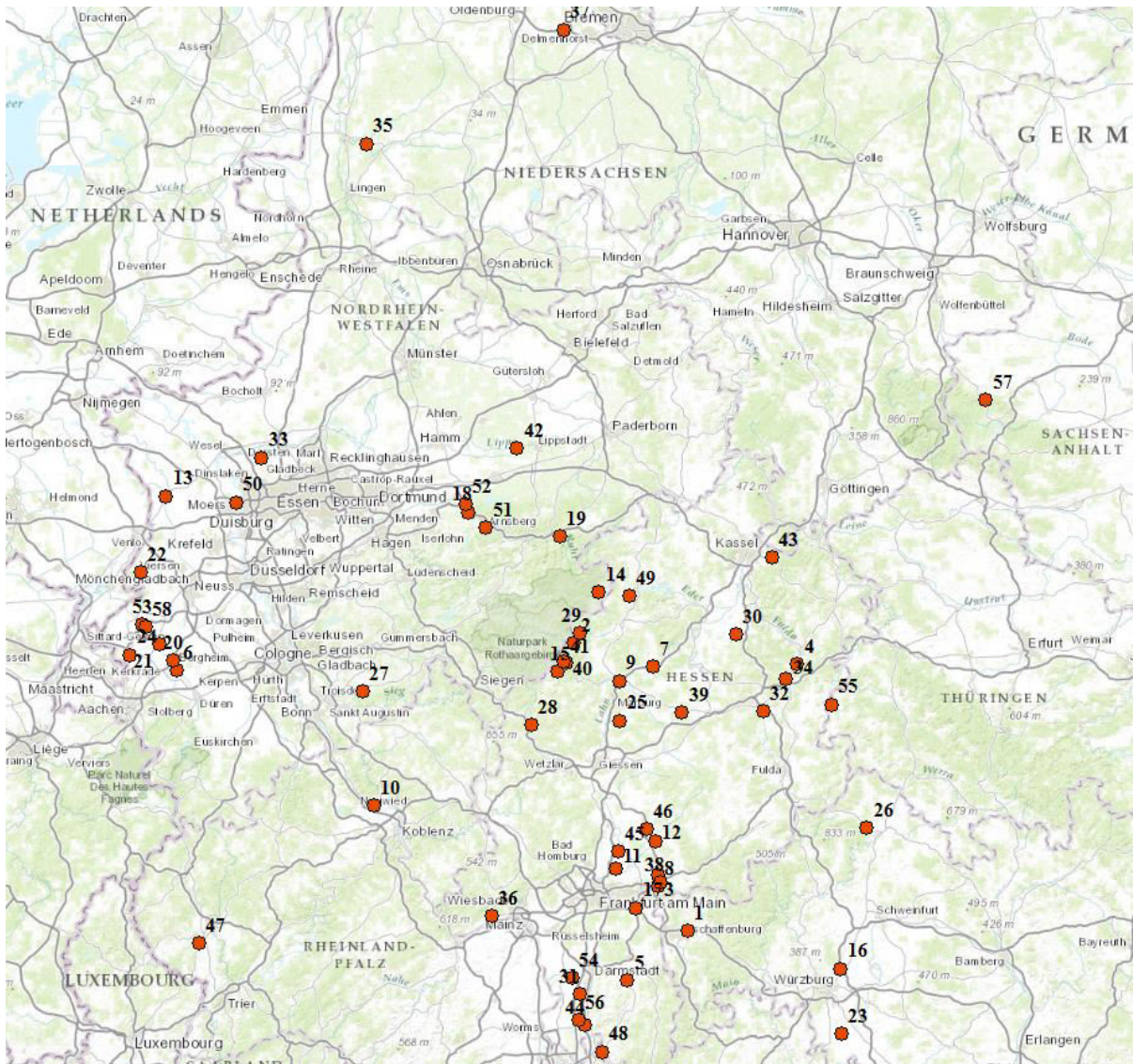


Abbildung 2-2: Übersichtskarte über die untersuchten Renaturierungsprojekte. Die Zahlen geben die Projekt-ID-Nummer wieder. Die Namen der Fließgewässer können Tabelle 3-1 entnommen werden.

2.1.2. Datenaufnahme und -auswertung morphologischer Parameter von Gewässer und Aue

Neben der Aufnahme biologischer Qualitätskomponenten wurden Aufnahmen zur Hydromorphologie der jeweiligen Untersuchungsbereiche (d.h. im renaturierten Abschnitt sowie im Vergleichsabschnitt) durchgeführt. Ziel dieser Aufnahmen war, die hydromorphologischen Veränderungen, die sich durch die Renaturierung ergeben zu dokumentieren.

Hierzu wurden in den jeweiligen Untersuchungsbereichen 10 Transekte in gleichmäßigem Abstand durch das Gewässer gelegt (vgl. Abbildung 2-3, links). In Bächen (EZG > 10 km²) betrug der Abstand zwischen den Transekten 10 m, in kleinen/großen Flüssen (EZG > 100 km²) je 20 m. Die Transekte lagen senkrecht zum Gewässerverlauf bzw. zur Hauptströmungsrichtung.



Abbildung 2-3: Schema zur Aufnahme hydromorphologischer Parameter in den Untersuchungsbereichen.

Für jedes Transekt wurden bei Mittelwasser folgende Parameter aufgenommen:

- Gewässerbreite bei bordvollem Abfluss (Distanz zwischen beiden Geländeoberkanten)
- Breite des rechten bzw. linken Ufers (Luftlinie der Distanz zwischen Wasserkante und Geländeoberkante)
- Uferhöhe (Höhe, gemessen von Wasserkante zu Geländeoberkante)
- Wasserspiegelbreite (Distanz Wasserkante linkes Ufer bis Wasserkante rechtes Ufer)

Im Gewässer selbst wurden entlang eines jeden Transektes 10 Messpunkte im gleichmäßigen Abstand voneinander eingerichtet (vgl. Abbildung 2-3, rechts), wobei der 1. und 10. Messpunkt jeweils 10 cm vom linken bzw. rechten Ufer entfernt lagen.

Für jeden Messpunkt wurden die folgenden Parameter bei Mittelwasser aufgenommen:

- Gewässertiefe
- Dominierendes Substrat (in Anlehnung an das Feldprotokoll der Makrozoobenthos-Erhebung, Abschätzung erfolgt für eine Fläche von 25 x 25 cm)

- Strömungsgeschwindigkeit (in Anlehnung an die Gewässerstrukturgütekartierung, 6-stufige Skala)

Des Weiteren wurden noch folgende Parameter aufgenommen:

- Anzahl der Sand-/Kiesbänke mit Angabe, ob sie vegetationslos, krautig oder holzig bewachsen sind. Eine Sand-/Kiesbank wurde hierbei erst als solche aufgenommen, wenn sie eine Mindestbreite von 20 cm aufwies
- Anzahl der Inseln mit Angabe, ob diese vegetationslos, krautig oder holzig bewachsen waren
- Anzahl der im Wasser liegenden Totholzverkläuerungen mit einem Volumen $> 1 \text{ m}^3$ (Situation bei Mittelwasser)
- Anzahl der im Wasser liegenden Baumstämme $> 10 \text{ cm}$ Durchmesser (die nicht mit den Totholzverkläuerungen verbunden sind; Situation bei Mittelwasser)
- Anzahl der Auentümpel
- Anzahl der Seitenarme mit Angabe, ob diese abgeschnitten, teilweise durchgängig oder voll durchgängig sind

Auentümpel und Seitenarme wurden hierbei nur dann gezählt, wenn bei bordvollem Abfluss des Hauptgewässers Kontakt zu diesen besteht.

Neben einem rein deskriptiven Vergleich der Morphologie beider Untersuchungsabschnitte sollte eine weiterführende Auswertung vorgenommen werden:

Die **Vielfalt der Gewässerelemente**, dazu zählen beispielsweise Hauptarm, Nebenarm, Anzahl der Baumstämme, Inseln, Sand- bzw. Kiesbänke sowie Auentümpel, wurden mit dem Diversitätsindex nach Shannon-Wiener (Shannon & Weaver 1949) beschrieben.

Um Unterschiede in der **Strömungs- und Tiefen- und Gewässerbreitenvarianz** zu ermitteln, wurde der Variationskoeffizient (VK) als maßstabsunabhängiges Streuungsmaß verwendet. Eingesetzt wurden alle im Zuge der gewässermorphologischen Aufnahme gemessenen Tiefen-, Strömungs- und Gewässerbreiteangaben aus jeweils 10 Transekten pro Untersuchungsabschnitt.

Mit Hilfe des **Spatial-Diversity-Index** nach Fortin et al. (1999) wurde die **Substratdiversität** der Gewässersohle beschrieben. Der Index spiegelt das Vorkommen der einzelnen Substrate und ihre Verteilung innerhalb des gemessenen Transektes wider. Die Werte wurden auf eine Skala von 0 bis 1 normiert, wobei 0 einer monotonen und 1 einer heterogenen Substratverteilung entspricht.

Um Aussagen über die **Strukturvielfalt der Aue** machen zu können, wurden entlang der 10 Transekte Mesohabitate und deren Längen (Tabelle 2-1) erfasst. Zudem wurden die in den jeweiligen Mesohabitaten dominierenden Substrate aufgenommen. Die Klassifizierung der Substrate erfolgte in Anlehnung an das Feldprotokoll der Makrozoobenthos-Erhebung unter Ausschluss der rein aquatischen Substrate. Auf Grundlage der auenmorphologischen Erfassungen wurde die Vielfalt der Mesohabitate und der Substrate in der Aue mit dem Diversitätsindex nach Shannon-Wiener (Shannon & Weaver 1949) berechnet.

Tabelle 2-1: Übersicht über die kartierten Mesohabitate in der Aue.

Mesohabitat	Beschreibung
Ufer	Mit Bäumen oder Pflanzen bewachsene Uferbereiche mit Neigungswinkel <10°
Uferbank	Unbewachsene Uferbereiche mit Neigungswinkel <10°, stark von Überflutungsdynamik geprägt
Bewachsene Insel	Mit Bäumen oder Pflanzen bewachsene Inselbereiche, die Haupt- und Nebenarme voneinander trennen
Böschung	Mit Bäumen oder Pflanzen bewachsene Böschung mit einem Neigungswinkel von > 10°
Überflutungsbereiche	Bereiche wie Flutrinnen o.ä., die bei Niedrigwasser kein Wasser führen, aber von Feuchtigkeit geprägt sind

2.1.3. Datenaufnahme und -auswertung der biologischen Qualitätskomponenten

Makrozoobenthos

Zur Erfassung des Makrozoobenthos wurde auf die bundesweite Standardmethode zurückgegriffen (Haase et al. 2004). Die Methode sieht vor, die Habitate proportional zu ihrem Vorkommen an der Probestelle (100m Abschnitt) zu beproben (Multi-Habitat-Sampling). Hierzu wurden zunächst alle Habitate in 5 %-Stufen kartiert. Jedes 5 %-Habitat entsprach einer Teilprobe; insgesamt besteht die Gesamtprobe aus 20 Teilproben, die gemeinsam ausgewertet wurden. Die Größe einer Teilprobe umfasste eine Fläche von 0,25 x 0,25 m, insgesamt wurde demnach eine Fläche von 1,25 m² beprobt. Die Probenahme erfolgt im Wesentlichen nach der Methode des Kicksampling. Mit Hilfe einer Schwemmtechnik wurde die mineralische Fraktion abgetrennt und noch im Gelände verworfen. Das verbliebene Probenmaterial wurde konserviert und zur weiteren Bearbeitung ins Labor gebracht. Aus der organischen Fraktion (inkl. der Organismen) wurde im Labor eine Grobfraktion (≥ 2 mm) abgetrennt. Aus einer Unterprobe der Grobfraktion wurden sämtliche Organismen nach taxonomischen Einheiten getrennt ausgelesen, wobei der Umfang der Unterprobe mindestens 1/6 der Gesamtprobe und mindestens 350 Individuen entsprach. Weitere Details zur Probenahme und –bearbeitung finden sich bei Haase et. al. 2004.

Die Bestimmung der Organismen richtete sich nach den Kriterien der Operationellen Taxaliste (Haase et al. 2006). Zur weiteren Auswertung wurden die Individuenzahlen der ausgelesenen und bestimmten Taxa der Unterprobe auf die Gesamtprobe hochgerechnet. Die Berechnung des ökologischen Zustands aus der Gesamtprobe erfolgte unter Zugrundelegung der aktuellen Fassung des Auswertungsprogramms ASTERICS Version 4.0.4 (Download unter www.fliessgewaesserbewertung.de).

Neben der ökologischen Zustandsklasse (ÖZK) wurden in die Auswertung ebenso die Abundanz (Individuenzahl pro m²), die Anzahl der bestimmten Taxa sowie die Ergebnisse der Module Saprobie (Deutscher Saprobienindex) und Allgemeine Degradation (multimetrischer Index; MMI) mit einbezogen. Letztgenannte Module bilden gemeinsam mit dem Modul Versauerung (nicht in die Auswertung mit einbezogen, da nur für versauerungsgefährdete Gewässertypen relevant) die Grundlage für die Einstufung in die entsprechende ökologische

Zustandsklasse. Der MMI wurde dabei in seiner auf den Wertebereich zwischen 0 und 1 skalierten Form genutzt, wobei Werte bis zu 0,2 einem schlechten, von $> 0,2$ bis $\leq 0,4$ einem unbefriedigenden, von $> 0,4$ bis $\leq 0,6$ einem mäßigen, von $> 0,6$ bis $\leq 0,8$ einem guten und von über 0,8 einem sehr guten Modulergebnis entsprechen.

Für jedes Renaturierungsprojekt wurde die Differenz aller fünf biotischen Parameter zwischen den Bewertungsergebnissen des renaturierten und des Vergleichsabschnittes gebildet und gegen das Alter der Maßnahme zum Beprobungszeitpunkt abgetragen. Mittels einfacher linearer Regressionsmodelle wurden die Daten schließlich auf das Vorhandensein signifikanter Trends entlang des Altersgradienten untersucht.

Fische

Die Erfassung der Fischfauna erfolgte entsprechend der bundesweiten Standardmethode (Diekmann et al. 2005) je nach Gewässergröße auf einer Länge von 300 bis 500 m über die gesamte Breite, beginnend am untersten Ende des Untersuchungsabschnittes entgegen der Strömung. Abhängig von der Tiefe wurden Bäche und kleinere Flüsse watend, größere dagegen überwiegend vom Boot aus, elektrisch befischt.

Die Befischung wurde ab einer Gewässerbreite > 5 m mit zwei, ab einer Gewässerbreite von > 10 m mit drei Elektrofischereigeräten (Bretschneider EFGI 650 u. EFGI 1300) mit Gleichstrom durchgeführt. Um eine ausreichende Erfassung von 0+ Fischen (Jungfische desselben Jahres) sicherzustellen, wiesen die Fanggeräte (Kescher) eine Maschenweite < 6 mm auf. Die Befischungstrecken wurden in 100 m-Abschnitte unterteilt. Innerhalb eines 100 m-Abschnittes wurde der Anodenkescher mindestens 30mal eingetaucht. Im Feldprotokoll erfolgte die Aufzeichnung der Fangergebnisse jeweils gesondert pro 100 m Befischungstrecke. Die Länge der gefangenen Fische wurde in cm-Schritten erfasst. Abschließend wurden für die gesamte Befischungstrecke die Gesamtzahl der gefangenen Fische und zusätzlich die Zahl der 0+ Individuen je Art zusammengefasst.

Um eine Doppelterfassung zu vermeiden, wurden die Fische innerhalb eines 100m Abschnittes dem Gewässer entnommen, in einer belüfteten Wanne zwischengehalten und nach Protokollierung der Fangergebnisse wieder zurückgesetzt. Innerhalb eines Untersuchungsabschnittes wurden alle Habitate beprobt, um den Nachweis aller potenziell vorhandenen Arten und Altersstadien zu gewährleisten. Insgesamt standen für die Analysen Befischungen an 45 renaturierten Gewässerabschnitten sowie den dazugehörigen Vergleichsabschnitten zur Verfügung. Aus diesen Befischungsdaten wurde für jedes Renaturierungsprojekt die Änderung der Artenzahl und der Fischgesamtabundanz bestimmt.

Der ökologische Zustand des jeweiligen Untersuchungsabschnittes wurde unter Zugrundelegung der von den Landesämtern zur Verfügung gestellten Referenzzönose gemäß dem fischbasierten Bewertungssystem für Fließgewässer fiBS Version 8.0.6 und 8.1.1 (Download unter www.landwirtschaft-bw.info) ermittelt. Zusätzlich wurden mittels fiBS die Teilindices zur Berechnung des ökologischen Zustandes, die sich mit der Altersstruktur der Fischgesellschaften und der Arten- und Gildenverteilung befassen, berechnet. Differenzen in den verwendeten Metriks zwischen dem renaturierten und Vergleichsabschnitt wurden jeweils mit paarweisen Wilcoxon-Tests untersucht. Für jedes Renaturierungsprojekt wurde die Differenz

der Metriks Anzahl der Taxa, Abundanz, Arten- und Gildeninventar, Altersstruktur und ökologischer Zustand zwischen den Bewertungsergebnissen des renaturierten und des Vergleichsabschnittes gebildet und gegen das Alter der Maßnahme zum Beprobungszeitpunkt abgetragen. Mittels einfacher linearer Regressionsmodelle wurden die Daten schließlich auf das Vorhandensein signifikanter Trends entlang des Altersgradienten untersucht.

Makrophyten

Die Kartierung der Makrophyten erfolgte auf der Grundlage des bundesweiten Verfahrens nach Schaumburg et al. (2005a, 2005b). Hierbei wurden die Fließgewässer entgegen der Fließrichtung in einem homogenen Abschnitt von 200 m Länge begangen. Um die gesamte Breite des Fließgewässers zu erfassen, wurde das Gewässer im Zickzack durchwatet und die Makrophyten protokolliert. In größeren, nicht vollständig durchwatbaren Fließgewässern wurde vom Ufer aus mit einem Rechen gesammelt. Es wurden höhere Pflanzen, Armeleuchteralgen und Moose erfasst, die submers wachsen bzw. zumindest bei mittlerem Wasserstand im Gewässer wurzeln (emerse Pflanzen). Nicht vor Ort bestimmbare Arten wurden entnommen und später im Labor bestimmt. Der Transport des Materials erfolgte gekühlt in einem beschrifteten Gefrierbeutel, Moosproben wurden in einer aus Papier gefalteten Moostüte aufbewahrt.

Auf dem Kartierbogen wurde die jeweilige Pflanzenmenge jeder Art nach der Schätzskala von Kohler (1978) protokolliert. Zusätzlich wurde die Wuchsform nach Den Hartog & Van der Velde (1988) und Wiegleb (1991) aufgenommen.

Für die Auswertung wurde das PHYLIB-Programm (Download unter www.lfu.bayern.de) in der aktuellen Version 4.1 verwendet.

Das Phylib-Programm berechnet verschiedene Indices auf Grundlage der eingeladenen Taxalisten. Für die Auswertung wurden folgende Indices herangezogen:

- Ökologische Zustandsklasse (Endbewertung des Moduls Makrophyten)
- Normierter Referenzindex (umgerechnete Bewertung auf einer Skala von 0-1)

Eine gesicherte Bewertung mit dem System PHYLIB Version 4.1 liegt vor, wenn die aus den ermittelten Pflanzenmengen errechnete Gesamtquantität der submersen Taxa größer als 17 sowie der Anteil der eingestuften Arten größer als 75 % ist. Nicht gesicherte Ergebnisse werden nicht in eine ökologische Zustandsklasse nach EG-WRRL überführt (Schaumburg et al. 2007).

Viele Abschnitte dieses Projektes enthielten nicht die geforderte Mindest-Pflanzenmenge. Da die Analysen aber auf einem Vergleich der renaturierten mit dem jeweiligen Vergleichsabschnitt fußen, musste doch eine ökologische Zustandsklasse bzw. der normierte Referenzindex berechnet werden. In diesem Fall wurde der schlechtest mögliche Wert bei der ÖZK (5) und beim normierten Referenzindex (0) eingesetzt.

Des Weiteren wurden auf Grundlage der Taxalisten folgende Metriks berechnet:

- Anzahl Taxa (submerse und emerse)
- Deckungsgrad aller Taxa
- Anzahl Wuchsformen

Laufkäfer

Die Erfassung der Laufkäfer erfolgte auf 3 der 10 im Rahmen der morphologischen Erfassungen kartierten Transekte mit Hilfe von Barberfallen (Barber 1931) in vegetationsbestandenen Bereichen und Handaufsammlungen auf Uferbänken (vgl. Trautner 1999). Pro Transekt wurden 2 Barberfallen ausgebracht und, je nach Vorhandensein von Uferbänken, 0 bis 2 Handaufsammlungen durchgeführt. Die Barberfallen (Tiefe 8,5 cm, Öffnungsdurchmesser 4 cm, Volumen 200 ml) wurden mit jeweils 100 ml Renner-Lösung (Renner 1980) befüllt und für den Zeitraum von einer Woche ebenerdig in bewachsene Habitate ausgebracht. Handaufsammlungen erfolgten einmalig mit Hilfe eines Exhaustors. Auf einer Probefläche von jeweils 1 m² pro Handaufsammlung wurden mineralische Substrate (Steine, Kies) und organische Substrate (Blätter) umgedreht und vorkommende Laufkäfer aufgesammelt. Zusätzlich wurde jede Probefläche mit Wasser abgeschwemmt, um auch die im Boden befindlichen Laufkäfer zu erfassen. Die Laufkäfer wurden in 70 %-iges Ethanol überführt und nach Müller-Motzfeld (2004) auf Artniveau bestimmt.

Auf Grundlage der Taxalisten wurden neben dem Artenreichtum (Anzahl Taxa) folgende Metriks berechnet, bei denen Unterschiede als Reaktion auf Habitatveränderungen zu erwarten sind:

- Anzahl Arten mit Ufer- und/oder Auenbezug
- Anzahl Uferbankspezialisten als Indikatoren für dynamische Uferbereiche
- Anzahl flugfähiger Arten als Indikatoren für dynamische Uferbereiche
- Anzahl feuchtigkeitsliebender Arten als Indikatoren für die hydrologische Anbindung von Ufer- und Auenbereichen

Die Klassifizierung der Arten mit Ufer- und/oder Auenbezug sowie Uferbankspezialisten erfolgte nach den Angaben zu den Lebensraumpräferenzen der Laufkäfer Deutschlands (Gesellschaft für Angewandte Carabidologie, 2009). Angaben zu Feuchtigkeitsansprüchen und der Flugfähigkeit der Arten basieren auf Standardwerken (Lindroth 1985/86, Hurka 1996, Irmeler & Gürlich 2004, Luka et al. 2009) und Ergänzungen nach Homburg et al. (2014).

Für die Analyse der Zeitreihendaten und der beiden Zeitschnitte wurden die Absolutwerte der Metriks der renaturierten und jeweiligen Vergleichsabschnitten gegenübergestellt. Mittels Wilcoxon-Test wurde die Signifikanz der Metrik-Unterschiede ermittelt.

Auenv egetation

Der Aufnahme der Auenv egetation liegen Transekte zu Grunde. In Abschnitten von 100 m bei kleineren und 200 m bei größeren Gewässern wurden drei Transekte im oberen, mittleren und unteren Bereich jedes Untersuchungsabschnittes gewählt, die die Aue in ihrer Breite bis zur Grenze eines mittleren Hochwasserabflusses queren.

Auf jedem der drei Transekte wurden die Längen der Vegetationstypen, die auf pflanzensoziologischem Niveau der Ordnung nach Oberdorfer (1983, 1992) und Ellenberg (1996) angesprochen wurden und als Vegetationseinheiten bezeichnet werden, aufgenommen. Der relative Längenanteil der jeweiligen Vegetationseinheiten, die im Rahmen des Bewertungsverfahrens (vgl. Tabelle 2-2) zusammengefasst auf Ebene übergeordneter Vegetationstypen angesprochen werden, gilt als Näherung ihrer Flächendeckung in der Aue.

Tabelle 2-2: Im Rahmen der Kartierung erhobene Vegetationstypen und dazugehörige -einheiten.

Übergeordneter Vegetationstyp	Vegetationseinheiten
Ruderalstandort	Bidention Sysimbrion-Chenopodium-Dauco-Melilotion Dauco-Melolotion Dauco-Melilotion_Tanacetum
Röhricht und Rieder	Calthion-Filipendulion Phalaridion Phragimition_Phragmites Phragimition_Typha
Feucht-/ Nasswiese	Agropyron-Rumicion Calthion Calthion Elemente Magnocaricion
Nährstoffreiches, trockenes Grünland	Arrhenaterion
Neophytenbestand	Calystegion sepi – Gemeinschaft Fallopia Calystegion sepi – Gemeinschaft Heracleum Calystegion sepi – Gemeinschaft Impatiens
Nährstoffreicher Saum/ Hochstaudenflur	Aegopodion Calystegion sepi
Frühes Sukzessionsstadium	Sambuco-Salicion_Betula Sambuco-Salicion
Weich-/ Hartholzau	Alno-Padion Salicion albae
Gebüsch	Prunion Pruno-Rubion-fruticosi/ Calystegion sepi
Buchen- / Eichen-Hainbuchenwald	Carpinion Fagion Quercion
Aufforstung	Pappel-Aufforstung Weiden-/ Erlen-/ Eschen-Aufforstung

Zur Kartierung der Arten wurden jeder Vegetationseinheit drei Aufnahmeflächen mit einer Größe von jeweils 2 x 3 m zugewiesen. Im Falle nicht ausreichender Längen auf den Transekten wurden einzelne Aufnahmeflächen außerhalb der Transekte gelegt. Je Aufnahmefläche wurden alle Arten mittels ihres Deckungsgrades in 5, 10, 15, 20 und daraufhin in 10%-Schritten bis 100% aufgenommen. Die drei Aufnahmeflächen jeder Vegetationseinheit wurden zu einer Artenzusammensetzung dieser Vegetationseinheit je Probestelle zusammengefasst, die sich aus den Mittelwerten der Deckungsgrade jeder Art ergibt. Die Artenzusam-

mensetzung einer Probestelle wird anhand des jeweiligen Längenanteils der Vegetationseinheit gewichteten Mittelwerts jeder Art in allen Vegetationseinheiten gebildet. Insgesamt wurden 28 Vegetationseinheiten mit 522 Arten, in 994 Aufnahmeflächen, mit insgesamt 15.891 erhobenen Individuen aufgenommen.

Auf Grundlage der Taxalisten wurden neben dem Artenreichtum (Anzahl Taxa) folgende Metriks berechnet, bei denen Unterschiede als Reaktion auf Habitatveränderungen zu erwarten sind:

- Anzahl Vegetationstypen
- Gesamtdeckungsgrad aller Taxa
- %-Anteil Überflutungszeiger
- Anzahl Ruderalarten

Der Gesamtdeckungsgrad der Aue wurde anhand der gewichteten Artenanteile je Probestelle als Summe der einzelnen Deckungsgrade errechnet. Die Identifizierung der vorgefundenen Arten als Überflutungszeiger erfolgte nach Ellenberg (1996) und erlaubt Rückschlüsse auf abiotische Standortbedingungen. Als Grundlage wurden die Abundanzen der Indikatorarten für Feuchtigkeit einschließlich expliziter Überschwemmungs- und Feuchtwechsel-Arten ausgewählt. Die Zuordnung erfasster Arten zu Ruderalarten basiert auf den ökologischen Strategietypen nach Grime (1979). Mittels Wilcoxon-Test wurde die Signifikanz der Unterschiede zwischen dem jeweiligen Vergleichs- und dem renaturierten Abschnitt ermittelt.

2.2. Entwicklung eines Bewertungsverfahrens für Laufkäfer und Auenvegetation

Ufertypische Organismengruppen, wie Laufkäfer oder Auenpflanzen sind kein direkter Bestandteil der Bewertung des ökologischen Zustandes nach Wasserrahmenrichtlinie, so dass standardisierte Bewertungsverfahren und übergeordnetes Wissen über die Ausprägungen von Auenlebensgemeinschaften im naturnahen Referenzzustand von Auen fehlen. Allerdings ist aus zahlreichen Einzelstudien bekannt, dass sie eine hohe Indikatorfunktion für intakte Auen besitzen, da ihr Vorkommen maßgeblich an mikroklimatische Bedingungen in der Aue gebunden ist. Die Vegetationsentwicklung und -zusammensetzung in Auen ist vor allem durch drei abiotische Standortfaktoren (Hydrologie, Topografie, Substrat) bestimmt. Diese beeinflussen sich gegenseitig und definieren graduell die Standortbedingungen der Aue. Darüber hinaus ist der biotische Faktor der Beziehung der Pflanzen untereinander, maßgeblich vorgegeben durch die Abiotik und ausgeprägt in Form von Sukzession, entscheidend. Die Entwicklung und Zusammensetzung von Laufkäfergemeinschaften ist ebenfalls abhängig von Hydrologie, Topografie und Substrat. Sie wird zudem stark von der Vegetationsdichte und -höhe beeinflusst. Die Vegetationsstruktur in der Aue und die Zusammensetzung der Laufkäfergemeinschaften können somit potenziell Hinweise auf die räumlich-zeitliche Funktionsweise und -fähigkeit von Auen liefern. Aus verschiedenen Studien über die Effekte von Renaturierungsprojekten ist bekannt, dass ufertypische Lebensgemeinschaften positiv und sehr schnell auf verbesserte Habitatbedingungen reagieren (z.B. Rohde et al., 2005; Lambeets et

al., 2008; Jähnig et al., 2009, Meyer et al., 2010, Januschke et al., 2011a). Maßnahmenbedingte Änderungen der Auenstruktur führen damit zur Beeinflussung oben genannter abiotischer Faktoren und hypothetisch zu erhöhter Standortheterogenität entsprechend dem jeweiligen, auentypspezifischen Standortpotenzial durch Verbesserung der Vernetzung von Fluss und Aue. Dabei reagieren Organismengruppen der Aue in der Regel schneller und stärker auf Renaturierungen als aquatische Organismengruppen, da sie weniger von überlagernden Faktoren wie Wasserqualität beeinflusst werden.

Die Entwicklung der Bewertungsverfahren für Laufkäfer und Auenvegetation erfolgt in Anlehnung an die Verfahren zur Erfolgskontrolle von Fließgewässerrenaturierungen für Makrozoobenthos, Fische und Makrophyten (Dahm et al. 2014). Da eine konkrete Typologisierung von Auen in Deutschland bis dato nicht verfügbar ist, wurden die Probestellen zunächst anhand einer vereinfachten Auentypologie (s. Tabelle 2-3), angelehnt an die Methodik in Koenzen (2005) und basierend auf Vorgaben in Pottgiesser & Sommerhäuser (2008), gruppiert und im Hinblick auf die Datenverfügbarkeit innerhalb der jeweiligen Auentypen analysiert.

Tabelle 2-3: Typologische Zuordnung der Probestellen zu einer vereinfachten Auentypologie anhand des LAWA-Fließgewässertyps, der Größe des Einzugsgebiets und Angaben aus Pottgiesser & Sommerhäuser (2008) und Koenzen (2005) zur jeweiligen Probestelle.

Auentyp	Abk.	Einzugsgebiet	LAWA-Fließgewässertyp
Bachaue des Mittelgebirges	AT1	< 100 km ²	5, 5.1, 6
Kleine Flussaue des Mittelgebirges	AT2	100 – 1.000 km ²	9
Große Flussaue des Mittelgebirges	AT3	> 1.000 km ²	9, 9.2
Bachaue des Flach- und Hügellandes	AT4	< 100 km ²	11, 19
Kleine Flussaue des Flach- und Hügellandes	AT5	100 – 1.000 km ²	12, 17
Große Flussaue des Flach- und Hügellandes	AT6	> 1.000 km ²	15.2, 17

Die Bewertungsverfahren hierbei der Erfolgskontrolle durchgeführter Maßnahmen und sind modular aufgebaut (Abbildung 2-4). Die Bewertung erfolgt auf der morphologischen (Modul 1) und der biologischen Ebene (Module 2 und 3).

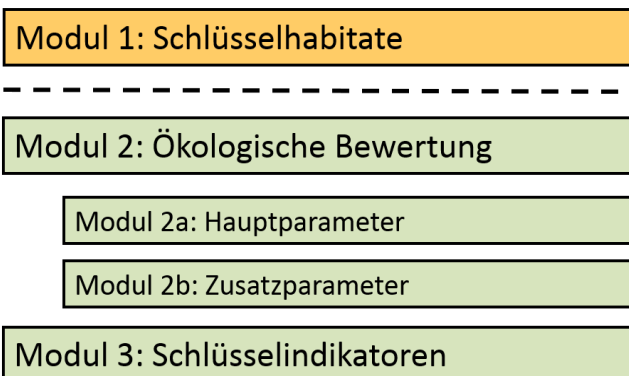


Abbildung 2-4: Modularer Aufbau des Bewertungsverfahrens für Laufkäfer und Auenvegetation in Auen (verändert nach Dahm et al. 2014); Bewertungsebenen: orange = morphologische Ebene, grün = biologische Ebene.

Schlüsselhabitats (Modul 1) sind dabei Habitats, die spezialisierten Arten als Lebensraum dienen und damit von besonderer Bedeutung für die Artdiversität der Aue sind. Renaturierungsprojekte zielen in erster Linie auf eine Diversifizierung lokaler Standortbedingungen. Maßnahmen, die allgemein eine Verbesserung der Gewässerstruktur zum Ziel haben, wirken sich in der Regel auch positiv auf Ufer- und Auenhabitats aus (z.B. durch Entfesselung der Ufer) und führen damit zur Entwicklung von Schlüsselhabitats. Die Ökologische Bewertung (Modul 2) bildet die biotischen Änderungen in Abhängigkeit der strukturellen Änderungen durch Renaturierungen ab und wird durch quantitative Parameter sowie qualitative Parameter beschrieben. Die Hauptparameter (Modul 2a) dienen der quantitativ-zusammenfassenden Beschreibung der Auen. Hierbei werden die Änderungen der Parameter mit Bezug zu Abundanz bzw. daraus abgeleiteter Metriks bewertet. Die Zusatzparameter (Modul 2b) beschreiben die Funktionsfähigkeit der Aue im Hinblick auf Morphodynamik und Hydrologie basierend auf der jeweiligen Artenzusammensetzung. Die Veränderungen der abiotischen und biotischen Standortbedingungen durch Renaturierungsprojekte werden hierbei durch Art-spezifische, funktionale Eigenschaften widerspiegelt. Schlüsselarten (Modul 3) stehen repräsentativ für eine bestimmte Qualität der Aue. Die Analyse dieser Schlüsselarten basiert auf der Stetigkeit einer Art in einer definierten Gruppe und gibt darüber hinaus die Stärke des Bezugs der Art zu jener bestimmten Gruppe an.

Die Entwicklung der Bewertungsverfahren für die Laufkäfer und die Auenvegetation umfasst zwei Arbeitsschritte und erfolgt in den Kapiteln 3.2.1 und 3.2.2 separat für jede Organismengruppe. Der erste Schritt beinhaltet die Herleitung und Beschreibung von Parametern zur ökologischen Bewertung der Organismengruppen (Modul 2). Aufgrund des Fehlens von standardisierten Bewertungsparameter (vgl. oben) erfolgte dies auf Grundlage von Expertenwissen. Im zweiten Schritt erfolgt die Ableitung und Festsetzung von Schlüsselhabitats (Modul 1) durch einfache Korrelationsanalysen, von Zielwerten (Module 1 und 2a) und Indikatorarten (Modul 2b). Die Bewertung stützt sich dabei auf die Beurteilung der Differenz von renaturierten Abschnitten zu den jeweiligen Vergleichsabschnitten, da es keine fundierten Angaben zu Ausprägungen der Bewertungsparameter im Referenzzustand gibt. Anhand der abgeleiteten Kriterien und Grenzwerte ist es zukünftig möglich, einzelne Maßnahmen anhand der Veränderungen der Laufkäfer und der Auenvegetation zu bewerten. Hierfür werden die ausgewählten Parameter zunächst für den zu bewertenden renaturierten und einen oberhalb gelegenen degradierten (= nicht-renaturierten) Vergleichsabschnitt berechnet. Durch einen Abgleich der berechneten Werte und der vorgegebenen Zielwerte kann eine zusammenfassende Einschätzung der Entwicklung der Aue des renaturierten Abschnitts auf morphologischer und biologischer Ebene erfolgen. Eine Einzelbetrachtung der im Rahmen des Projektes untersuchten Renaturierungsprojekte erfolgt jedoch nicht.

2.3. Erhebungsdesign zur Wahrnehmung und Bewertung der Fließgewässer-Renaturierungen bei Anwohnern und Nutzern

Ziel der sozial-empirischen Untersuchung ist es, die materiell-physische und die symbolisch-emotionale Bewertung und Wahrnehmung der Fließgewässer-Renaturierungen durch Anwohner zu erheben. Aus diesem Grund soll der Nutzen und Erholungswert für die Menschen als Teil von ‚Ökosystemleistungen‘ empirisch untersucht werden. In der einschlägigen Literatur wird der Begriff „Ökosystemdienstleistungen“ verwendet, der bislang im Fall von Fließgewässern und Auen jedoch nur wenig mit Inhalt gefüllt ist. Potenziell umfassen sie z.B. die Selbstreinigungskraft des Gewässers, die Fischproduktion und den Erholungswert für Anwohner und Touristen (Mutz et al. 2006). Für Auen erfolgte eine umfangreiche Analyse von Ökosystemfunktionen (Scholz et al. 2012) im Hinblick auf die Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoffvorrat, Treibhausgasemissionen und Habitatfunktionen. Der Aspekt der Erholungsfunktion wird jedoch nur oberflächlich angesprochen. Die Ergebnisse der hier vorliegenden Untersuchung sollen auch erste Hinweise liefern, wie Ökosystemleistungen weiter operationalisiert werden können.

Die Untersuchung ist zweistufig aufgebaut:

1. Stufe: qualitativ-sozialwissenschaftliche Befragung

Explorative Interviews mit Passanten direkt an den jeweiligen Gewässerabschnitten dienen dazu, das breite Spektrum an Wahrnehmungen, Einstellungen und Meinungen zu den jeweiligen Renaturierungsprojekten aufzunehmen, um die Meinungen und Argumentationen tiefergehend verstehen und nachvollziehen zu können. Ebenso dienen die dadurch erhaltenen weitgefächerten qualitativen Ergebnisse als Grundlage für die Entwicklung eines differenzierten und alltagsbezogenen Fragebogens für die standardisierte Befragung.

2. Stufe: standardisierte Befragung

Eine standardisierte Befragung in 10 Gemeinden an einem renaturierten Gewässerabschnitt validiert die Ergebnisse der qualitativen Vorstufe. Als Methode werden computerunterstützte Telefoninterviews (CATI) gewählt.

Durch die Befragungen wird es auch möglich, Thesen zu entwickeln, von welchen Aspekten die Bewertung und Wahrnehmung der Maßnahmen beeinflusst werden, und wie der zeitliche Abstand zur Umgestaltung die Bewertung mitbeeinflusst (z.B.: Werden Maßnahmen zunächst kritisch gesehen und später positiver?).

2.3.1. Qualitativ-sozialwissenschaftliche Befragung

Im Juni 2013 werden vor Ort an drei renaturierten Gewässerabschnitten insgesamt 32 explorative Interviews durchgeführt. Sie dauern je 15 bis 20 Minuten. Als Befragungsorte ausgewählt werden:

- das Nidda-Knie bei Bad Vilbel-Dortelweil Richtung Karben: 9 Interviews
- die Rodau im Bereich der Samerwiesen bei Obertshausen: 11 Interviews
- die Gersprenz-Schleifen bei Reinheim-Überau: 12 Interviews

Dabei wird ein breites Spektrum von aktiven Passanten auf den umliegenden Wegen entlang der renaturierten Gewässerabschnitte befragt: Spaziergänger und Radfahrer, Jogger und Personen, die ihre Hunde ausführen bis hin zu Inline-Skatern oder einem Traktorfahrer.

Die Zusammensetzung der Befragten nach Alter, Geschlecht, Haushaltsgröße und Wohnort ist in Tabelle 2-4 dargestellt:

Tabelle 2-4: Soziodemografische Angaben der Befragten. Abkürzung: HH = Haushalt.

Haushalt		Nidda	Rodau	Gersprenz	Summe
Geschlecht	Frauen	2	6	6	14
	Männer	7	5	6	18
Alter	20-40 Jahre	1	2	3	6
	41-60 Jahre	3	5	6	14
	Über 60 Jahre	5	4	3	12
HH-Größe	1 und 2 Pers. -HH	6	8	5	19
	3 + Pers. -HH	3	3	7	13
	Kinder < 14 im HH	3	2	3	8
	Hund im HH	3	5	6	14
Wohnort		Dortelweil 4 Bad Vilbel 3 Offenbach 1 Gronau 1	Hausen 4 Obertshausen 5 Mainflingen 1 Lämmerspiel 1	Reinheim 8 Modautal 1 Reichelheim 1 Fischbachtal 1 Darmstadt 1	
Gesamt		9	11	12	32

2.3.2. Standardisierte Befragung

Insgesamt wurden 760 standardisierte Telefoninterviews (CATI) von 10 bis 15 Minuten Dauer durchgeführt. Befragt wurden Bewohner/innen einer Gemeinde, die den jeweiligen Renaturierungsabschnitt des Gewässers kennen und regelmäßig daran vorbeikommen.

In die Stichprobe aufgenommen wurden 10 Gemeinden (Tabelle 2-5), in denen ein zugänglicher Renaturierungsabschnitt eines Gewässers existiert, der z.B. vom Weg oder von der Straße aus sichtbar und beispielsweise über einen Fußweg erreichbar ist. Dabei wurden unterschiedlich große Kommunen aus drei Bundesländern Deutschlands (Hessen, Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz) und verschiedenen Charakteristika der Gewässer berücksichtigt. Auch nach Umfang und Kosten stellen sich die Renaturierungsprojekte sehr unterschiedlich dar. Sie wurden in den letzten zwei Jahrzehnten durchgeführt.

In jeder der Gemeinden wurden nach einer Zufallsstichprobe zwischen 75 und 79 Telefoninterviews im Oktober / November 2013 durchgeführt.

Tabelle 2-5: Überblick Befragungsgemeinden und renaturierte Gewässerabschnitte.

Fälle	Fließgewässer	Gemeinde	Einwohner	BL	Durchführung Renaturierung	Länge	Gesamtkosten
75	Rodau	Obertshausen	24.179	HE	2002	2.000 m	300.000 €
76	Gersprenz	Reinheim	16.928	HE	2006-2007	1.200 m	650.000 €
77	Nidda	Bad Vilbel (Dortelweil)	32.238	HE	2001	450 m	253.000 €
74	Eder	Hatzfeld	3.192	HE	2006	850 m	535.000 €
75	Nette	Weißenthurm	7.791	RP	2007	700 m	850.000 €
76	Rur	Jülich	32.983	NRW	1996	400 m	825.000 €
75	Rur	Linnich	13.452	NRW	2001	800 m	3,6 Mio €
79	Schwalm	Brüggen	15.789	NRW	1995-1997	4.300 m	2,6 Mio €
77	Wurm	Übach-Palenberg	24.744	NRW	2007	500 m	800.000 €
75	Ruhr	Arnsberg	78.000	NRW	2006-2012	3.500 m	6,2 Mio €

2.3.3. Soziodemografische Struktur der Stichprobe der standardisierten Befragung

Männer und Frauen sind in der Stichprobe in etwa gleich repräsentiert (Abbildung 2-5). Beim Alter sind überproportional Personen mittleren Alters zwischen 40 und 60 Jahren vertreten; sie machen fast die Hälfte der Befragten aus. Auch Ältere über 60 sind mit 38 Prozent überproportional vorzufinden, unter 40jährige nur zu etwas mehr als 10 Prozent. Ein Fünftel der Stichprobe lebt mit Kind/ern unter 14 Jahren im Haushalt. Ein- und Zwei-Personen-Haushalte machen 55 Prozent der Befragten aus. Die Bildungsabschlüsse sind relativ gleichmäßig zu etwa je einem Viertel vertreten, nur Hauptschulabschlüsse etwas weniger.

Die Stichprobe erhebt keinen Anspruch auf Repräsentativität. Die Daten konnten im Rahmen des Projektes nicht mit der Einwohnerstatistik der jeweiligen Kommunen abgeglichen werden. Sie spiegelt eine Zufallsstichprobe von Nutzern des Renaturierungsabschnitts eines Gewässers in ausgewählten Gemeinden wider.

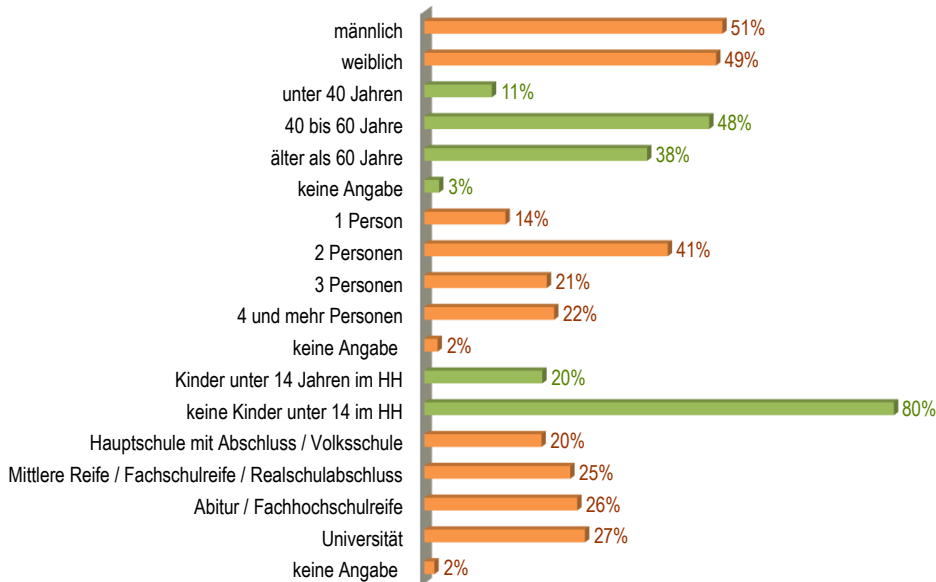


Abbildung 2-5: Soziodemografische Struktur der Befragten (n=760).

3. Ergebnisse

3.1. Zeitliche Effekte von Renaturierungsprojekten

3.1.1. Charakterisierung der Renaturierungsprojekte

Im Folgenden sollen zunächst eine Charakterisierung der Renaturierungsprojekte sowie die Darstellung ihrer Ziele und umgesetzten Maßnahmen erfolgen.

Insgesamt wurden die Renaturierungsprojekte an sehr unterschiedlichen Fließgewässertypen umgesetzt. Die Einzugsgebiete im Bereich der renaturierten Abschnitte lagen zwischen 9 und 2530 km², entsprechend unterschiedlich fallen die mittleren Wasserspiegelbreiten aus. Pro Gewässer wurden im Mittel 1,1 km renaturiert. Die Gesamtkosten belaufen sich im Mittel auf rund 87.000 EUR pro 100 Meter.

Übergeordnetes Ziel fast aller Renaturierungsprojekte war die Verbesserung der Gewässerstruktur (51 Nennungen). Als weitere Ziele wurden „Hochwasserschutz“ und „Wiederherstellung der Durchgängigkeit“ genannt. Um diese Ziele zu erreichen, wurden verbaute Gewässerabschnitte umgestaltet (41 Nennungen), eine Extensivierung der Aue angestrebt (34 Nennungen), neue Gewässerverläufe geschaffen bzw. Gewässerverläufe verlängert (31 bzw. 24 Nennungen) (vgl. Tabelle 3-1).

Der Zeitraum zwischen Fertigstellung der Renaturierungsprojekte und Probenahme variierte je nach Projekt zwischen einem und 25 Jahren (vgl. Tab. 2).

Tabelle 3-1: Übersicht über die berücksichtigten Renaturierungsprojekte und durchgeführten Maßnahmen. Abkürzungen: ng = Daten waren vorhanden, wurden aber nicht genutzt, nA= nicht in die Abbildungen eingeflossen. Tabelle wird auf der nächsten Seite fortgesetzt.

Allgemeines			Typ			Renaturierung			Ziele	Maßnahmen							Daten vorhanden										
Projekt ID-Nr.	Gewäs- ser	Bundesland	Makrophyten- Typ	Fischreife	Makrozoobenthos- Typ	Einzugsgebiet [km ²]	Länge Renaturierter Abschnitt [km]	Jahr der Umsetzung	Kosten [pro 100m in Tausend €]	Verbesserung Gewässerstruktur	Hochwasserschutz	Wiederherstellung der Durchgängigkeit	Sohlanhebung	Rücknahme von Verbaumaßnahmen	Schaffung eines neuen Gewässerverlaufs	Einbringung von Totholz	Wiederverzweigung des Gewässerverlaufs	Extensivierung der Nutzung im Aubereich	Wiederanbindung von Altarmen	Einbringen von Strömunglenkern	Verlängerung der Gewässerstrecke	Makrozoobenthos	Makrophyten	Laufkäfer	Auenvegetation	Fische	Hydromorphologie
1	Asc	Aschaff	BY	MRS	290	9	170	0,9	2002	611	X	-	X	-	-	X	-	-	X	-	X	X	X	X	X	X	X
2	Ede_H	Eder bei Hatzfeld	HE	MRS	9 D	9	423	0,9	2006	63	X	X	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	X	X	X	X	X
3	Fal	Fallbach	HE	MRS	5.1 C	5	29	1,0	2002	21	X	-	-	X	X	X	X	X	X	-	X	-	X	X	X	X	X
4	Fu_Me	Fulda bei Mecklar	HE	MP	9.2 C	9.2	2 375	1,0	2004	80	X	X	-	-	-	X	-	X	-	X	-	-	X	X	X	X	X
5	Ger	Gersprenz	HE	MRK	9 B	19	154	1,2	2007	54	X	-	X	-	X	X	X	-	X	-	-	X	X	X	X	X	X
6	Ind	Inde	NRW	TRm	FiGt 09	17	359	0,5	2002	118	X	X	X	X	X	X	-	-	-	-	-	X	X	X	X	X	X
7	Jos	Josbach	HE	MRS	5.1 B	5.1	29	0,4	2002	24	X	-	-	X	-	-	X	-	X	-	-	-	X	X	X	X	X
8	Lac	Lache	HE	MRS	5 E	5	11	0,8	2003	2	X	X	-	X	-	X	-	-	-	-	-	X	X	X	X	X	X
9	Lah_Cö	Lahn/ Cölbe	HE	MP	9 B	9	650	0,2	2000	46	X	-	-	X	X	-	X	X	X	-	X	-	X	X	X	X	X
10	Net	Nettemündung	RP	MRS	9 B	9	370	0,7	2007	121	X	-	-	-	X	-	-	-	-	-	X	X	X	-	X	X	X
11	Ni_BV	Nidda bei Bad Vilbel	HE	MP	9 B	9.2	1 200	0,5	2001	56	X	-	-	X	X	X	-	-	X	-	X	X	X	X	X	X	X
12	Nid	Nidder	HE	MRS	5 E	9	153	0,3	2002	28	X	-	-	-	X	X	-	X	X	-	X	-	X	X	X	X	X
13	Nie	Niers	NRW	TNm	FiGt 18	12	685	0,8	2000	125	X	X	-	-	X	X	-	-	X	-	-	X	X	X	X	X	X
14	Ork_Me	Orke	NRW	MRS	FiGt 02	5	33	0,5	2006	11	-	-	X	-	X	X	-	-	-	-	-	X	X	X	X	X	X
15	Per	Perf	HE	MRS	5 C	5	91	0,8	2005	55	X	-	-	-	-	X	X	X	X	-	-	-	X	X	X	X	X
16	Plei	Pleichach	BY	MRK	316	6K	60	1,1	2004	6	X	-	-	-	-	X	X	-	-	-	X	-	X	X	X	X	X
17	Rod	Rodau	HE	MRK	19 E	19	71	2,0	2002	15	X	X	X	X	X	X	X	X	-	X	X	X	X	X	X	X	X
18	Ruh_Bi	Ruhr/Arnsberg - Binnerfeld	NRW	MRS	FiGt 09	9	1 045	0,8	2008	136	X	-	-	X	X	-	X	X	-	-	-	-	X	X	X	X	ng X
19	Ruh_Sch	Ruhr /Schellenstein	NRW	MRS	FiGt 09	5	90	0,7	2006	114	X	X	X	-	X	X	-	X	-	-	-	X	X	X	X	X	X
20	Rur_J	Rur /Jülich	NRW	MRS	FiGt 10	9	1 335	0,9	2001	47	X	X	-	-	X	X	-	X	X	-	-	X	X	X	X	X	ng X
21	Rur_K	Rur /Körrenzig	NRW	TRm	FiGt 10	17	1 472	0,8	2001	244	X	X	-	X	X	X	-	X	X	-	-	X	X	X	X	X	X
22	Schw	Schwalm	NRW	TNm	FiGt 25	12	250	2,5	1997	104	X	X	X	-	X	X	-	-	X	-	-	X	X	X	X	X	X
23	Thi	Thierbach	HE	MRK	293	6K	51	0,6	2001	14	X	-	-	-	X	-	-	-	-	-	X	-	X	X	X	X	X
24	Wur	Wurm	NRW	TRm	FiGt 10	17	251	0,5	2007	232	X	-	-	X	X	X	-	X	-	-	-	X	X	X	X	X	X
25	Zwo	Zwester Ohm	HE	MRS	5.1 B	5.1	47	0,9	1988	54	X	X	-	-	X	X	-	-	X	-	-	-	X	X	X	X	X

Räumliche und zeitliche Aspekte von Fließgewässer-Renaturierungen: Entwicklung neuartiger Bewertungstools

Allgemeines			Typ			Renaturierung			Ziele			Maßnahmen							Daten vorhanden										
Projekt ID-Nr.	Gewäs-serkürzel	Gewässer	Bundesland	Makrophyten-Typ	Fischreferenz	Gewässer	Makrozoobenthos-Typ	Einzugsgebiet [km ²]	Länge Renaturierter Abschnitt [km]	Jahr der Umsetzung	Kosten [pro 100m in Tausend €]	Verbesserung Gewässerstruktur	Hochwasserschutz	Wiederherstellung der Durchgängigkeit	Sohlenerhebung	Rücknahme von Verbaumaßnahmen	Schaffung eines neuen Gewässerverlaufs	Einbringung von Totholz	Wiederverzweigung des Gewässerverlaufs	Extensivierung der Nutzung im Auberreich	Wiederanbindung von Altarmen	Einbringen von Strömungslenkern	Verlängerung der Gewässerstrecke	Makrozoobenthos	Makrophyten	Laukäfer	Auenvegetation	Fische	Hydromorphologie
26	Bre	Brend	BW	-	294		6	110	0,1	2005	11	-	-	X	-	X	-	-	-	-	-	-	-	X	X	-	-	X	X
27	Brö	Bröl	NRW	MRS	-		9	181	0,4	passiv	0	X	-	-	-	-	-	-	X	X	-	-	ng	ng	X	X	-	X	
28	Dil	Dill	HE	-	9 A		9	314	0,8	2005	100	-	-	X	-	X	X	-	X	-	-	-	X	X	X	X	X	X	
29	Ede_D	Eder bei Dodenau	HE	MRS	-		9	480	0,2	passiv	0	X	-	-	-	X	-	-	X	-	-	-	ng	ng	X	X	-	X	
30	Efz	Efze	HE	-	-		5	81	3,2	2009	25	X	-	X	-	X	X	-	X	X	-	X	X	-	-	-	-	-	
31	Fan	Fanggraben	HE	-	-		19	40	3,3	2006	47	X	-	X	-	X	-	-	X	-	X	-	X	-	-	-	-	-	
32	Fu_Ni	Fulda bei Niederaula	HE	-	9,2 C		9,2	1 290	2,0	2005	2	X	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	X	X	X	X	ng	X	
33	Gar	Gartroper Mühlenbach	NRW	TNk	FiGt 06		11	9	1,4	2003	83	X	-	-	-	X	X	-	X	X	-	X	X	X	X	X	X	X	
34	Gei	Geis	HE	-	-		5	75	0,6	2010	322	X	X	X	-	X	X	-	-	-	X	-	X	-	-	-	-	-	
35	Has	Hase	NI	TNm	FiGt 19		15_G	2 530	6,5	2001	154	X	X	-	-	X	-	-	X	-	-	-	X	X	-	-	X	X	
36	Kie	Kiedricher Bach	HE	-	-		5	9	1,6	2012	22	X	X	X	-	-	-	-	X	-	-	-	X	-	-	-	-	-	
37	Kim	Kimmer Brookbäke	NI	TRk	Hasel rhitral/WK 25042		16	10	1,4	2006	67	X	X	-	X	X	X	X	-	X	X	X	X	X	X	X	-	X	X
38	Kin	Kinzig	HE	-	9 B		9	885	0,1	2001	12	X	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	X	X	X	X	X	X	
39	Kle	Klein	HE	-	-		5,1	15	1,8	2010	22	X	-	X	X	X	-	X	X	X	-	X	-	X	-	-	-	-	
40	Lah_Lu	Lahn bei Ludwigshütte	HE	MRS	9 A		9	288	0,2	2002	19	X	-	-	-	X	X	-	X	X	-	-	ng	nA	X	nA	ng	X	
41	Lah_Wa	Lahn bei Wallau	HE	MRS	9 A		9	278	0,3	2001	6	X	-	X	-	X	X	-	X	-	-	-	ng	X	X	X	ng	X	
42	Lip	Lippe bei Klostermersch	NRW	TNg	FiGt 23		15_G	1 896	2,0	1997	100	X	-	-	X	X	-	X	-	X	-	-	X	X	X	-	X	X	
43	Los	Losse	HE	-	-		5	92	0,5	2011	460	X	X	X	-	X	X	X	-	-	-	-	X	X	-	-	-	-	
44	Mee	Meerbach	HE	-	-		5	20	0,4	2011	313	X	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	X	X	-	-	-	-	
45	Ni_Il	Nidda bei Ilbenstadt	HE	MP	9 B		9	1 168	1,5	2006	21	X	X	X	X	X	-	X	X	X	-	X	-	ng	nA	X	nA	ng	X
46	Ni_Ra	Nidda bei Ranstadt	HE	-	9 B		9	226	2,5	2004	58	X	X	-	-	X	X	X	X	-	X	X	X	nA	-	X	ng	X	
47	Nim_Bi	Nims bei Birtlingen	RP	MRS	-		9	222	0,2	passiv	0	X	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	ng	-	X	X	-	ng	
48	O_Wes	Obere Weschnitz	HE	-	-		9	139	0,1	2011	72	X	X	-	-	X	X	X	X	-	X	-	X	-	-	-	-	-	
49	Ork_Ni	Orke bei Niederorke	HE	MRS	9 A		9	289	0,3	passiv	0	X	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	ng	ng	X	nA	ng	X	
50	Rhe	Rhein Beeckerwerth	NRW	TNg	Rhein, Abs. 3		20	152 880	0,7	2005	112	X	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	ng	ng	-	-	X	-	
51	Ruh_Al	Ruhr Altes Feld	NRW	MRS	FiGt 09		9	844	0,8	2004	106	X	X	-	X	X	-	X	X	X	-	X	-	ng	nA	X	nA	ng	ng
52	Ruh_Ne	Ruhr/Neheim	NRW	MRS	FiGt 10		9,2	1 531	0,3	1990	0	X	-	-	-	X	-	-	X	-	-	-	-	X	X	X	ng	ng	
53	Ru_MS	Rur/Milich-Schanz	NRW	TRm	FiGt 10		17	1 730	0,4	2002	89	X	-	X	-	X	-	-	X	X	-	X	ng	-	X	X	ng	ng	
54	San	Sandbach	HE	-	19 E		19	116	2,6	1995	65	X	-	-	-	X	X	-	X	-	-	X	X	X	-	X	X	X	
55	Uls	Ulster	HE	-	-		9	384	0,4	2006	114	X	X	-	X	X	X	X	X	-	X	X	X	X	X	X	X	-	X
56	U_Wes	Untere Weschnitz	HE	-	-		9	459	0,3	2006	188	X	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	
57	Zil	Zillierbach	ST	-	20		5	23	8,0	2002	2	-	-	X	-	X	-	-	-	-	-	-	X	X	-	-	X	X	
58	Ru_M	Rur Milich	NRW	TRm	FiGt 10		17	1 715	0,3	2002	118	X	-	X	-	X	-	-	X	X	-	X	ng	X	-	X	ng	-	
Mittelwert bzw. Anzahl Nennungen								3 158	1,2		87	54	21	20	16	43	31	20	21	35	9	18	25	46	43	40	41	33	43

3.1.2. Auswirkung der Renaturierungsprojekte auf die Morphologie von Gewässer und Aue

Im Folgenden soll dargestellt werden, in wie weit sich hydromorphologische Parameter an den renaturierten Abschnitten von den Vergleichsabschnitten unterscheiden (Tabelle 3-2).

Es wurde für alle in Abbildung 3-1 dargestellten Kenngrößen im Mittel eine signifikante Zunahme in den renaturierten Abschnitten ermittelt.

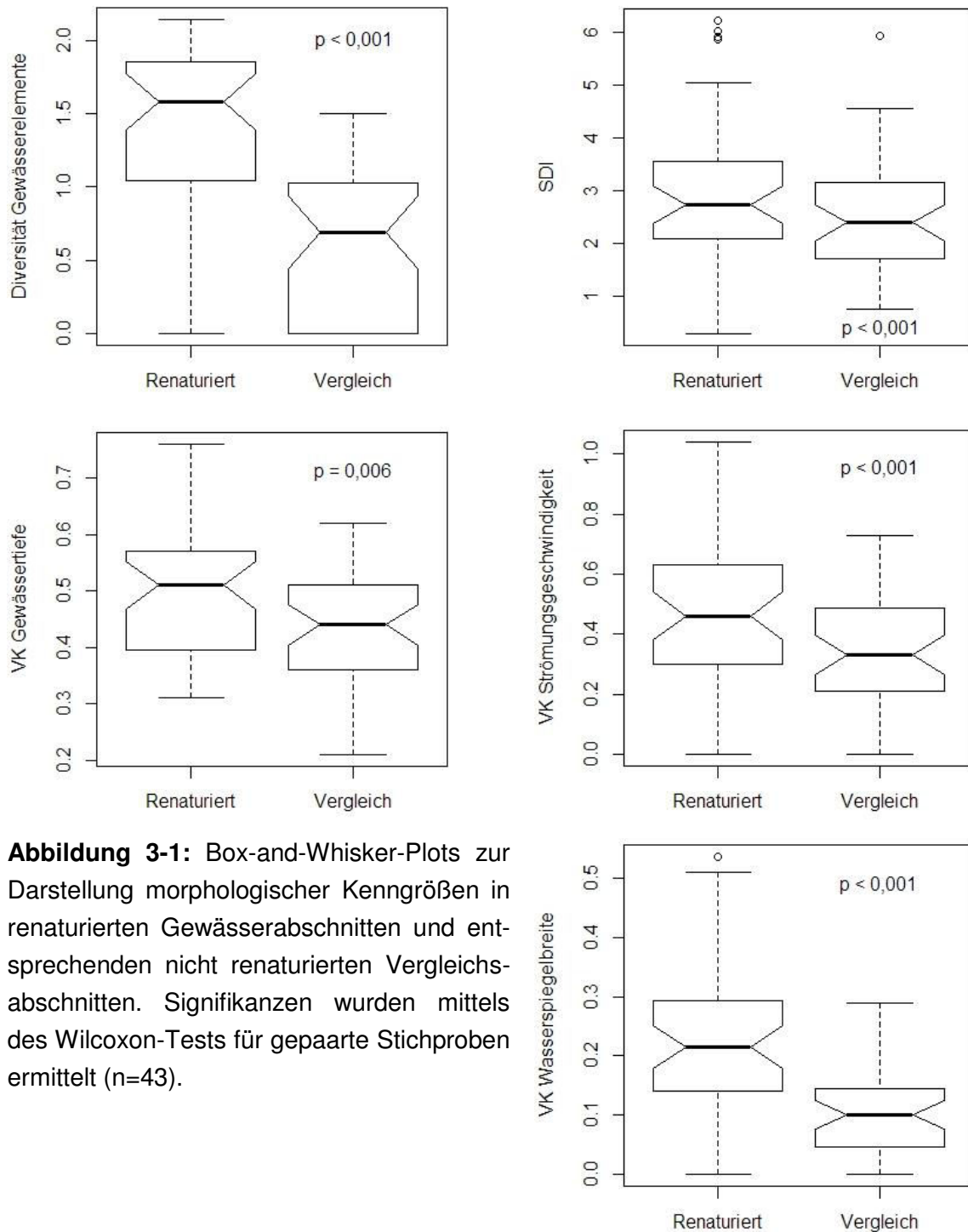


Abbildung 3-1: Box-and-Whisker-Plots zur Darstellung morphologischer Kenngrößen in renaturierten Gewässerabschnitten und entsprechenden nicht renaturierten Vergleichsabschnitten. Signifikanzen wurden mittels des Wilcoxon-Tests für gepaarte Stichproben ermittelt (n=43).

Die Ergebnisse für die einzelnen Renaturierungsprojekte können Tabelle 3-2 entnommen werden.

Tabelle 3-2: Kenngrößen der hydromorphologischen Veränderungen der Untersuchungs-gewässer. Die Varianz an Vergleichs- (Vergl.) und renaturierten Abschnitten (Renat.) wurde mit dem Variationskoeffizienten, die Diversität der Elemente mit dem Shannon-Wiener Index und die Substratdiversität mit dem Spatial-Diversity-Index ermittelt. Zunahmen der Kenngrößen am renaturierten Abschnitt sind fett gekennzeichnet. Die Anzahl der Messpunkte pro Transekt wird mit N angegeben. Bezüglich der Maßnahmen und Gewässerkürzel vgl. Tabelle 3-1. Tabelle wird auf der nächsten Seite fortgesetzt.

Projekt ID Nr.	Gewässer-kürzel	Varianz Strömung		Varianz Tiefe		Varianz Wasserspiegelbreite		Substratdiversität (Gewässersohle)		Diversität Gewässerelemente		N
		Renat.	Vergl.	Renat.	Vergl.	Renat.	Vergl.	Renat.	Vergl.	Renat.	Vergl.	
1	Asc	0,223	0,322	0,397	0,364	0,15	0,16	3,13	0,98	1,13	1,10	10
2	Ede_H	0,627	0,466	0,531	0,527	0,18	0,10	3,30	2,18	2,10	1,34	10
3	Fal	0,320	0,340	0,376	0,355	0,38	0,14	0,47	2,54	0,69	0,45	10
4	Fu_Me	0,452	0,033	0,761	0,624	0,12	0,09	6,03	1,71	1,62	0,69	10
5	Ger	0,499	0,297	0,553	0,315	0,27	0,08	2,27	3,05	1,62	0,82	10
6	ind	0,532	0,524	0,477	0,340	0,30	0,10	2,46	0,99	1,58	0,00	10
7	Jos	0,332	0,196	0,307	0,388	0,23	0,16	2,39	1,33	0,00	0,89	10
8	Lac	0,114	0,000	0,422	0,463	0,21	0,13	2,02	1,96	0,41	0,00	10
9	Lah_Cö	0,835	0,732	0,644	0,580	0,54	0,11	2,38	1,72	1,84	1,33	10
10	Net	0,580	0,376	0,507	0,392	0,13	0,11	3,25	3,88	1,77	1,12	10
11	Ni_BV	0,333	0,325	0,633	0,518	0,22	0,08	2,17	3,24	1,67	0,00	10
12	Nid	0,099	0,000	0,540	0,450	0,25	0,03	1,54	1,73	1,84	0,64	10
13	Nie	0,496	0,217	0,455	0,510	0,12	0,00	4,89	4,57	1,57	0,69	10
14	Ork_Me	0,883	0,638	0,484	0,594	0,32	0,23	3,32	2,66	2,06	0,94	10
15	Per	0,457	0,295	0,337	0,283	0,20	0,13	4,61	3,81	1,39	0,69	10
16	Plei	0,209	0,313	0,390	0,479	0,30	0,09	1,46	1,96	1,68	0,69	10
17	Rod	0,316	0,244	0,311	0,353	0,08	0,27	3,23	1,77	0,64	1,49	10
18	Ruh_Bi	0,589	0,678	0,506	0,562	0,13	0,15	1,57	1,60	2,14	1,39	10
19	Ruh_Sch	0,906	0,439	0,542	0,350	0,19	0,04	3,39	0,86	1,72	1,33	10
20	Rur_J	0,695	0,354	0,700	0,419	0,14	0,02	4,74	2,59	2,07	1,33	10
21	Rur_K	0,779	0,500	0,701	0,624	0,29	0,00	2,79	2,06	1,96	0,00	10
22	Schw	0,630	0,514	0,574	0,314	0,18	0,02	5,92	3,31	1,87	1,01	10
23	Thi	0,406	0,386	0,329	0,358	0,12	0,18	0,67	1,10	0,85	0,69	10
24	Wur	0,478	0,182	0,369	0,498	0,15	0,06	4,45	2,40	1,48	0,00	10
25	Zwo	0,424	0,033	0,366	0,280	0,24	0,05	2,60	1,42	1,10	0,50	10
26	Bre	0,385	0,437	0,461	0,539	0,15	0,11	5,00	3,16	0,45	0,87	10
27	Brö	0,902	0,537	0,651	0,363	0,36	0,12	3,27	2,84	1,93	0,00	10
28	Dil	0,283	0,309	0,593	0,468	0,51	0,29	5,88	4,21	1,56	0,45	10
29	Ede_D	0,567	0,648	0,537	0,451	0,29	0,09	2,67	3,16	1,83	0,69	10
32	Fu_Ni	0,164	0,261	0,583	0,429	0,08	0,10	2,61	2,43	1,33	0,00	10
33	Gar	0,749	0,625	0,379	0,499	0,27	0,19	1,45	1,82	1,24	0,96	5
35	Has	0,000	0,000	0,716	0,436	0,00	0,00	1,95	3,00	0,00	0,00	5
37	Kim	0,183	0,000	0,375	0,434	0,14	0,00	2,68	2,57	0,00	0,00	5
38	Kin	0,215	0,000	0,569	0,406	0,35	0,00	1,49	5,95	1,23	0,00	10

Projekt ID Nr.	Gewässer-kürzel	Varianz Strömung		Varianz Tiefe		Varianz Wasserspiegelbreite		Substratdiversität (Gewässersohle)		Diversität Gewässerelemente		N
		Renat.	Vergl.	Renat.	Vergl.	Renat.	Vergl.	Renat.	Vergl.	Renat.	Vergl.	
40	Lah_Lu	0,724	0,290	0,540	0,365	0,30	0,08	2,66	1,93	2,08	0,64	10
41	Lah_Wa	0,403	0,300	0,414	0,244	0,24	0,08	3,73	0,99	2,02	1,50	10
45	Ni_II	0,000	0,000	0,550	0,519	0,28	0,00	3,39	1,59	1,04	0,00	10
46	Ni_Ra	0,557	0,394	0,367	0,444	0,21	0,16	0,30	0,76	1,05	0,00	10
47	Nim_Bi	1,038	0,582	0,648	0,356	0,39	0,17	2,74	2,11	2,02	0,00	10
49	Ork_Ni	0,804	0,665	0,490	0,512	0,38	0,23	3,33	2,41	2,03	1,39	10
54	San	0,037	0,000	0,448	0,607	0,09	0,00	0,50	3,50	1,04	0,00	10
55	Uls	0,484	0,351	0,520	0,487	0,16	0,12	6,23	3,76	1,61	0,69	10
57	Zil	0,324	0,392	0,543	0,480	0,14	0,08	5,04	3,65	1,04	1,04	10

Der Variationskoeffizient für die Strömung war an 32 von 43 Renaturierungsabschnitten höher als in ihren entsprechenden Vergleichsabschnitten (entspricht 74%).

Bezogen auf die Tiefenvarianz wurde an 28 von 43, also an 65% der Gewässer eine Erhöhung am renaturierten Abschnitt erzielt.

Der Variationskoeffizient für die Wasserspiegelbreite war an 37 von 43 Renaturierungsabschnitten höher als in ihren entsprechenden Vergleichsabschnitten (entspricht 86%).

Bezogen auf die Substratdiversität der Gewässersohle wurde in 29 von 43 Fällen (entspricht 67%) eine Erhöhung am renaturierten Abschnitt nachgewiesen.

Zu den Gewässerelementen zählen Hauptarm, Seitenarm, Inseln sowie Sand- oder Kiesbänke (mit oder ohne Bewuchs), Tümpel, Totholzverkläuerungen und Baumstämme. Die Diversität der Gewässerelemente ist an den renaturierten Abschnitten in 37 von 43 Fällen (entspricht 86%) angestiegen.

Insgesamt lässt sich festhalten, dass die meisten Renaturierungsprojekte zu deutlichen Verbesserungen der Hydromorphologie geführt haben.

Nachfolgend wird dargestellt, in wie weit sich auenmorphologische Parameter der renaturierten Abschnitte von den Vergleichsabschnitten unterscheiden (Tabelle 3-3).

Alle in Abbildung 3-2 dargestellten Kenngrößen (Anzahl und Diversität von Mesohabitaten in der Aue, Anzahl und Diversität der Auensubstrate) zeigen im Mittel signifikant erhöhte Werte in den renaturierten Abschnitten.

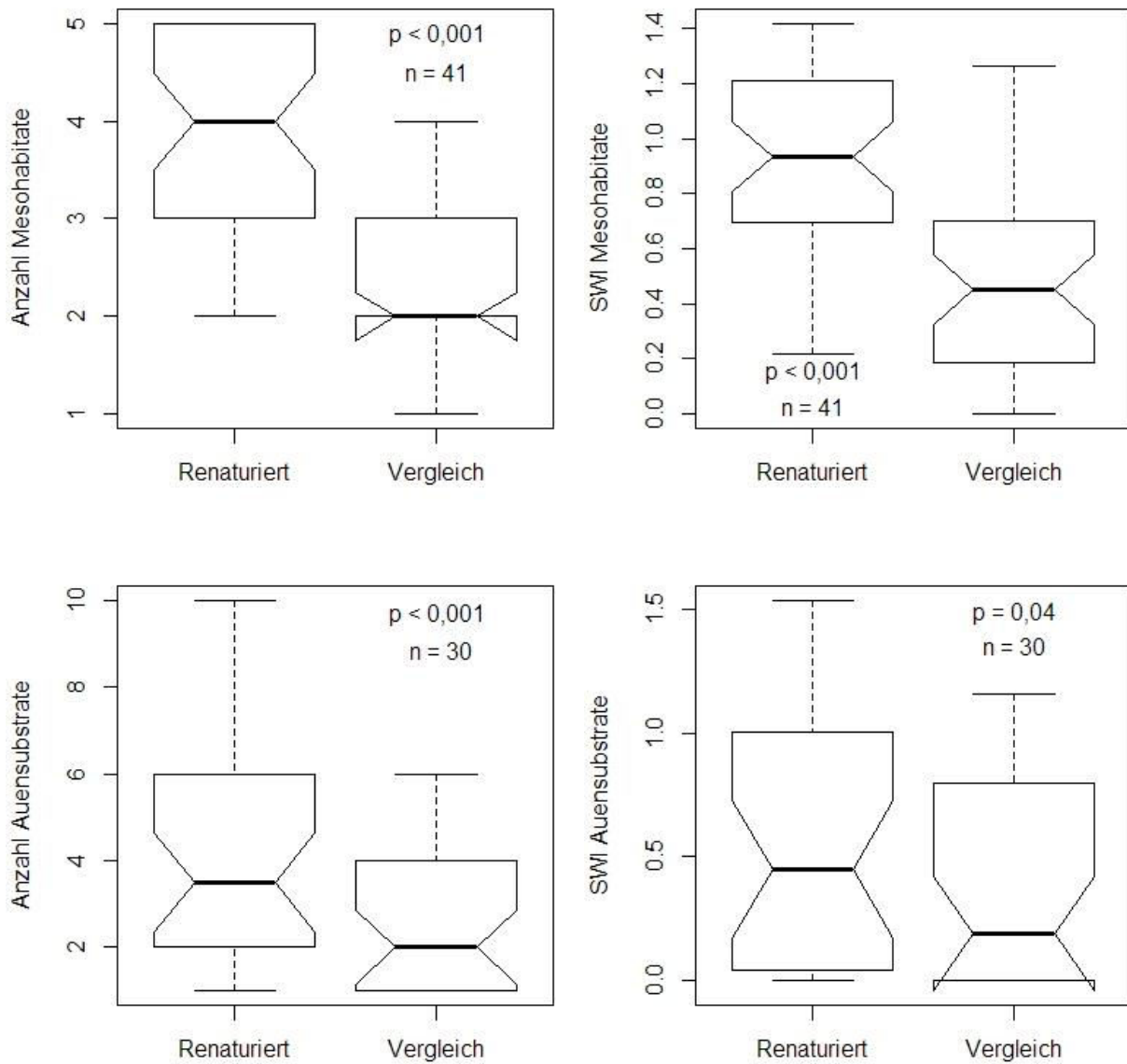


Abbildung 3-2: Box-and-Whisker-Plots zur Darstellung auenmorphologischer Kenngrößen in renaturierten Gewässerabschnitten und entsprechenden nicht renaturierten Vergleichsabschnitten. Signifikanzen wurden mittels des Wilcoxon-Tests für gepaarte Stichproben ermittelt.

Die Ergebnisse für die einzelnen Renaturierungsprojekte können Tabelle 3-3 entnommen werden.

Tabelle 3-3: Kenngrößen der auenmorphologischen Veränderungen der Untersuchungsge-
wässer. Die Diversität der Mesohabitate und Substrate in der Aue wurden mit dem Shannon-
Wiener Index ermittelt. Zunahmen der Kenngrößen am renaturierten Abschnitt sind fett ge-
kennzeichnet. Bezüglich der Maßnahmen und Gewässerkürzel vgl. Tabelle 3-1.

Projekt- ID-Nr.	Gewäs- ser-kürzel	Anzahl Mesoha- bitate		Diversität Mesohabi- tate		Anzahl Auensub- strate		Diversität Auensub- strate	
		Renat	Vergleich	Renat	Vergleich	Renat	Vergleich	Renat	Vergleich
1	Asc	3	3	0,306	0,728	2	1	0,025	0
27	Brö	4	2	1,279	0,209	-	-	-	-
28	Dil	5	4	0,723	1,264	-	-	-	-
29	Ede_D	4	3	1,221	0,752	-	-	-	-
2	Ede_H	4	4	0,697	0,804	4	5	0,818	0,548
3	Fal	2	1	0,689	0	1	1	0	0
32	Fu_Ni	4	3	1,164	0,839	-	-	-	-
4	Fu_Me	3	2	0,9207	0,5004	1	1	0	0
33	Gar	5	3	0,933	0,858	6	4	0,773	0,832
5	Ger	5	2	0,922	0,297	1	1	0	0
6	Ind	4	2	0,816	0,676	7	2	0,646	0,152
7	Jos	5	3	1,193	0,415	-	-	-	-
38	Kin	3	1	0,684	0	-	-	-	-
8	Lac	2	2	0,64	0,68	1	1	0	0
9	Lah_Cö	4	2	1,12	0,524	7	4	1,329	1,157
40	Lah_Lu	5	2	1,357	0,451	6	3	1,07	1,03
41	Lah_Wa	5	3	1,168	0,637	6	4	0,936	1,099
42	Lip	4	2	0,841	0,185	3	2	0,246	0,235
10	Net	3	3	0,8783	0,9201	6	5	0,75	0,781
11	Ni_BV	3	3	0,522	0,62	2	1	0,04	0
45	Ni_Il	3	1	0,378	0	-	-	-	-
12	Nid	5	2	0,968	0,406	2	2	0,489	0,494
13	Nie	4	2	0,63	0,077	6	4	0,344	0,796
47	Nim_Bi	4	2	1,268	0,183	-	-	-	-
14	Ork_Me	4	3	0,932	0,862	10	6	1,005	0,986
49	Ork_Ni	4	3	0,828	0,723	-	-	-	-
15	Per	5	2	0,846	0,286	3	1	0,155	0
16	Plei	3	1	0,696	0	3	1	0,137	0
17	Rod	4	2	1,173	0,1	1	2	0	0,019
51	Ruh_Al	4	2	1,212	0,666	-	-	-	-
18	Ruh_Bi	5	3	1,416	0,749	4	5	0,832	1,072
52	Ruh_Ne	5	2	1,247	0,67	6	3	1,364	0,59
19	Ruh_Sch	5	3	1,327	0,698	8	4	1,535	0,883
20	Rur_J	5	2	1,374	0,39	8	3	1,248	0,071
21	Rur_K	5	2	0,978	0,448	7	2	1,099	0,371
53	Ru_MS	4	2	0,766	0,082	-	-	-	-
22	Schw	4	2	1,009	0,653	3	3	0,408	0,098
23	Thi	3	2	0,342	0,044	1	2	0	0,057
55	Uls	5	3	1,386	0,332	8	1	1,027	0
24	Wur	5	1	1,316	0	3	2	0,111	0,225
25	Zwo	3	1	0,217	0	2	1	0,092	0

Die Anzahl und die Diversität der Mesohabitate in der Aue sind in 35 bzw. 36 der 41 renaturierten Abschnitte (85 bzw. 87%) höher als in den Vergleichsabschnitten. Eine Erhöhung der Anzahl an Auensubstraten konnte in 20 der 30 untersuchten Renaturierungen (67%) festgestellt werden. Die Diversität von Auensubstraten zeigte in 17 der 30 Renaturierungen (57%) höhere Werte als die jeweiligen Vergleichsabschnitte.

Insgesamt lassen sich also auch für die Aue deutliche Verbesserungen des Strukturreichtums feststellen.

3.1.3. Zeitliche Effekte der Renaturierungen auf die biologischen Komponenten

Makrozoobenthos

An acht der insgesamt 46 untersuchten Renaturierungsprojekte (Dil, Fal, Fu_Me, Kim, Nie, Uls, Efz, Fan) konnte eine Verbesserung der ökologischen Zustandsklasse um mindestens eine Stufe festgestellt werden (Tabelle 3-4). Dafür war stets ein verbessertes Modulergebnis der Allgemeinen Degradation verantwortlich. Während für 29 Renaturierungsprojekte keine Unterschiede in der ökologischen Zustandsklasse des renaturierten und des Vergleichsabschnittes beobachtet werden konnte, kam es in 9 Fällen zu einer schlechteren Einstufung des renaturierten Abschnittes. Bei allen untersuchten Renaturierungsprojekten traten Differenzen in den Einzelbewertungen auf, deren Richtung oftmals von dem Trend der ökologischen Zustandsklasse abwich. Gegenüber den Vergleichsabschnitten wiesen die renaturierten Abschnitte im Mittel um 3 ± 8 erhöhte Taxazahlen auf ($P < 0.05$). Im Falle der Besiedlungsdichten (Ind/m^2) sowie der Modulergebnisse Saprobie und Allgemeine Degradation waren diesbezüglich keine signifikanten Veränderungen der Mittelwerte feststellbar.

Mittels einfacher linearer Regressionsmodelle konnten bezogen auf das Alter der Renaturierungsprojekte keine signifikanten Veränderungen der untersuchten Parameter bzw. der ökologischen Zustandsklasse festgestellt werden ($P > 0.05$; Abbildung 3-3). Die Bestimmtheitsmaße (R^2) erreichten Werte von maximal 0.01.

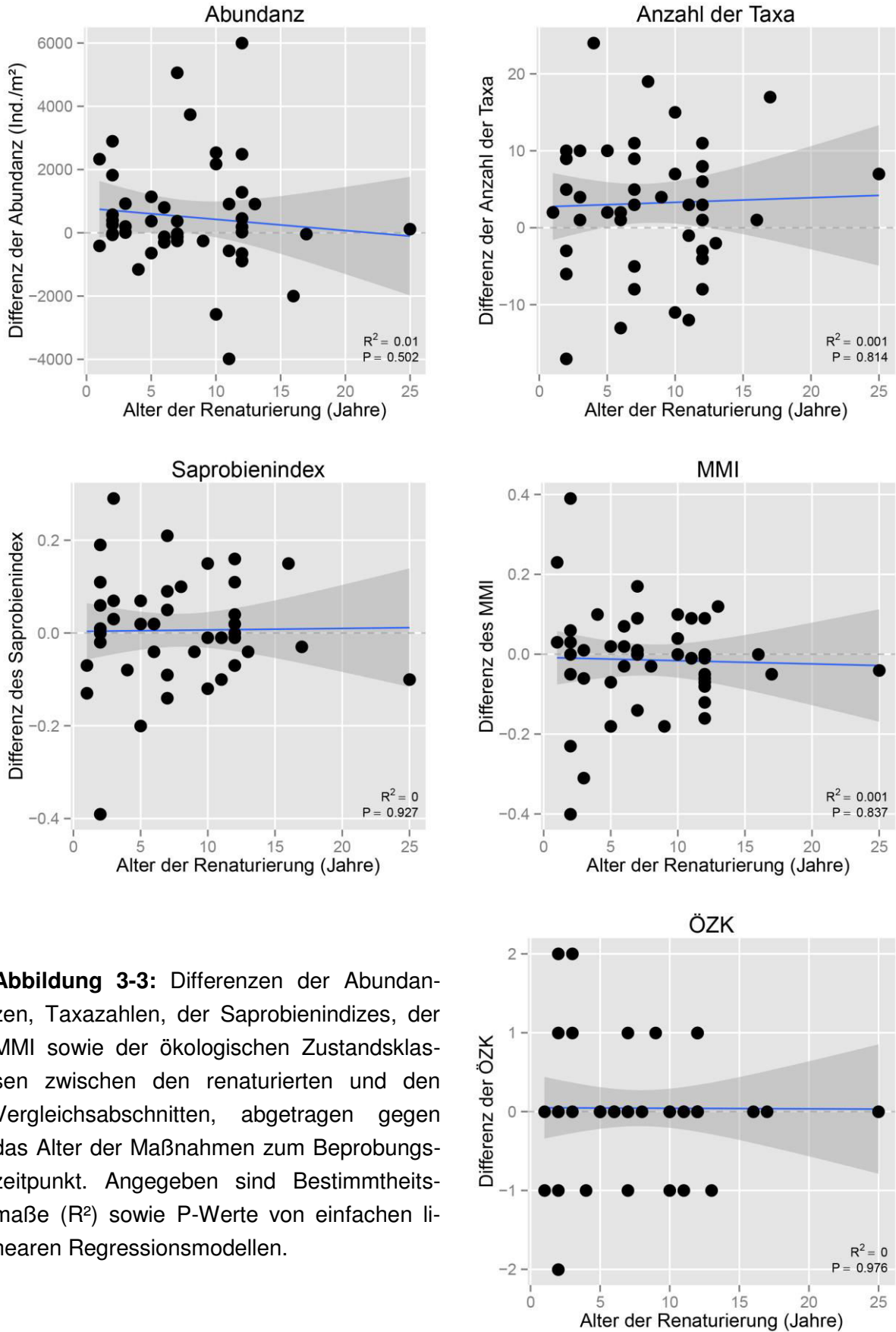


Abbildung 3-3: Differenzen der Abundanzen, Taxazahlen, der Saprobienindizes, der MMI sowie der ökologischen Zustandsklassen zwischen den renaturierten und den Vergleichsabschnitten, abgetragen gegen das Alter der Maßnahmen zum Beprobungszeitpunkt. Angegeben sind Bestimmtheitsmaße (R^2) sowie P-Werte von einfachen linearen Regressionsmodellen.

Tabelle 3-4: Bewertungsergebnisse des Makrozoobenthos. Für jedes Renaturierungsprojekt sind die Bewertungsergebnisse (Ökologische Zustandsklasse sowie Einzelbewertungen) für den renaturierten sowie den Vergleichsabschnitt gegenübergestellt. Zur Bewertung signifikanter Differenzen wurde ein gepaarter Wilcoxon-Test genutzt (* $P < 0.05$; n.s. $P > 0.05$). Tabelle wird auf der nächsten Seite fortgesetzt.

Projekt		Basisdaten		ÖZK			Einzelbewertungen							
Projekt-ID-Nr.	Gewässerkürzel	Gewässertyp	Alter	Vergleich	Tendenz	Renaturiert	Abundanz Vergleich	Abundanz Renaturiert	Abundanz Differenz	Anzahl Taxa Vergleich	Anzahl Taxa Renaturiert	Anzahl Taxa Differenz	Saprobienindex Differenz	MMI Differenz
2	Ede_H	9	7	3	→	3	1386	1764	378	47	56	9	-0.09	0.09
3	Fal	5	11	5	↗	4	1587	1017	-570	30	29	-1	-0.01	0.09
4	Fu_Me	9.2	10	3	↗	2	348	2889	2541	33	48	15	-0.12	0.1
5	Ger	19	7	3	→	3	621	495	-125	25	28	3	-0.09	0.01
6	Ind	17	12	1	↘	2	667	686	20	31	42	11	0.16	-0.07
7	Jos	5.1	11	4	→	4	5997	2022	-3975	30	18	-12	-0.1	-0.01
8	Lac	5	10	5	→	5	3532	5710	2178	16	23	7	0.15	0
9	Lah_Cö	9	12	4	→	4	2026	1149	-878	49	46	-3	0	-0.01
10	Net	9	6	3	→	3	472	178	-295	38	25	-13	0.02	0.02
11	Ni_BV	9.2	12	3	→	3	1548	658	-891	47	43	-4	-0.01	-0.05
12	Nid	9	11	5	→	5	613	1527	914	39	42	3	-0.01	-0.01
13	Nie	12	13	4	↗	3	678	1590	911	30	28	-2	-0.04	0.12
14	Ork_Me	5	8	2	→	2	1137	4876	3739	39	58	19	0.1	-0.03
15	Per	5	9	2	↘	3	892	642	-250	48	52	4	-0.04	-0.18
16	Plei	6K	10	3	→	3	4215	1639	-2576	38	27	-11	-0.01	0.04
17	Rod	19	12	4	→	4	260	2755	2495	22	28	6	-0.07	-0.06
18	Ruh_Bi	9	5	3	→	3	2263	1620	-643	43	45	2	0.02	0.02
19	Ruh_Sch	5	7	2	↘	3	1590	1333	-257	37	48	11	0.21	-0.14
20	Rur_J	9	12	4	→	4	569	1857	1288	38	39	1	0.04	-0.08
21	Ru_K	17	12	2	→	2	1608	959	-649	35	27	-8	-0.07	0.09
22	Schw	12	17	3	→	3	572	534	-39	31	48	17	-0.03	-0.05
23	Thi	6K	12	2	→	2	1610	2065	455	37	45	8	0.16	0
24	Wur	17	6	3	→	3	625	1435	810	26	28	2	0.02	-0.03
25	Zwo	5.1	25	4	→	4	1875	1998	123	21	28	7	-0.1	-0.04
26	Bre	6	2	2	→	2	1522	2093	571	43	52	9	0	0.03
28	Dil	9	2	5	↗	4	678	3576	2898	48	58	10	0.01	0.06
30	Efz	5	4	4	↗	3	1824	671	-1153	34	58	24	-0.08	0.1
31	Fan	19	7	5	↗	4	455	430	-25	28	20	-8	0.09	0.17
32	Fu_Ni	9.2	2	2	↘	4	250	2079	1829	49	32	-17	0.11	-0.4
33	Gar	11	5	2	→	2	270	642	373	27	37	10	-0.2	-0.18
34	Gei	5	3	3	↘	4	282	288	6	34	38	4	0.07	-0.06
35	Has	15_G	6	2	→	2	892	775	-117	39	40	1	-0.04	0.07
36	Kie	5	1	3	→	3	881	3216	2335	21	23	2	-0.07	0.03
37	Kim	16	2	5	↗	3	641	611	-30	16	10	-6	-0.39	0.39
38	Kin	9	7	5	→	5	950	6013	5062	28	33	5	0.05	0
39	Kle	5.1	3	3	↘	5	857	1056	199	32	33	1	0.29	-0.31
42	Lip	15_G	16	2	→	2	4222	2228	-1994	41	42	1	0.15	0
43	Los	5	2	4	→	4	888	1152	264	25	30	5	0.19	-0.05

Projekt		Basisdaten		ÖZK			Einzelbewertungen							
Projekt-ID-Nr.	Gewässerkürzel	Gewässertyp	Alter	Vergleich	Tendenz	Renaturiert	Abundanz Vergleich	Abundanz Renaturiert	Abundanz Differenz	Anzahl Taxa Vergleich	Anzahl Taxa Renaturiert	Anzahl Taxa Differenz	Saprobienindex Differenz	MMI Differenz
44	Mee	5	2	4	↘	5	929	864	-65	19	28	9	0.06	-0.23
46	Ni_Ra	9	3	5	→	5	2677	3602	926	29	39	10	0.03	0.01
48	O_Wes	9	2	4	→	4	482	881	399	33	30	-3	-0.02	0
54	San	19	12	3	↘	4	639	6638	5998	23	31	8	0.11	-0.16
55	Uls	9	1	3	↗	2	1461	1046	-415	48	50	2	-0.13	0.23
56	U_Wes	9	7	5	→	5	565	431	-134	29	24	-5	-0.14	0
57	Zil	5	5	2	→	2	983	2130	1147	60	70	10	0.07	-0.07
Mittelwerte:		-	8	3.3	↘	3.4	1294	1793	499	34	37	3	0.006	-0.01
Signifikanz:		-	-	-	-	-	-	-	n.s.	-	-	*	n.s.	n.s.

Fische

Die beobachteten Veränderungen in den Fischgemeinschaften an den 32 untersuchten Renaturierungsprojekten sind in Tabelle 3-5 dargestellt. Die Zeitspanne der Probenahmen reichte von 1 bis 26 Jahre nach Fertigstellung der Renaturierungsprojekte bei einem Mittelwert von 9,4 Jahren.

Es konnten keine signifikanten Effekte des Alters von Renaturierungsprojekten auf die Fischgemeinschaften (Artenreichtum, Altersstruktur, Art- und Gildeninventars sowie Gesamtbewertung des ökologischen Zustands) festgestellt werden (Abbildung 3-4). Eine Ausnahme war lediglich eine signifikante Abnahme der Fischgesamtabundanz mit zunehmendem Alter der Renaturierungen ($p=0.013$).

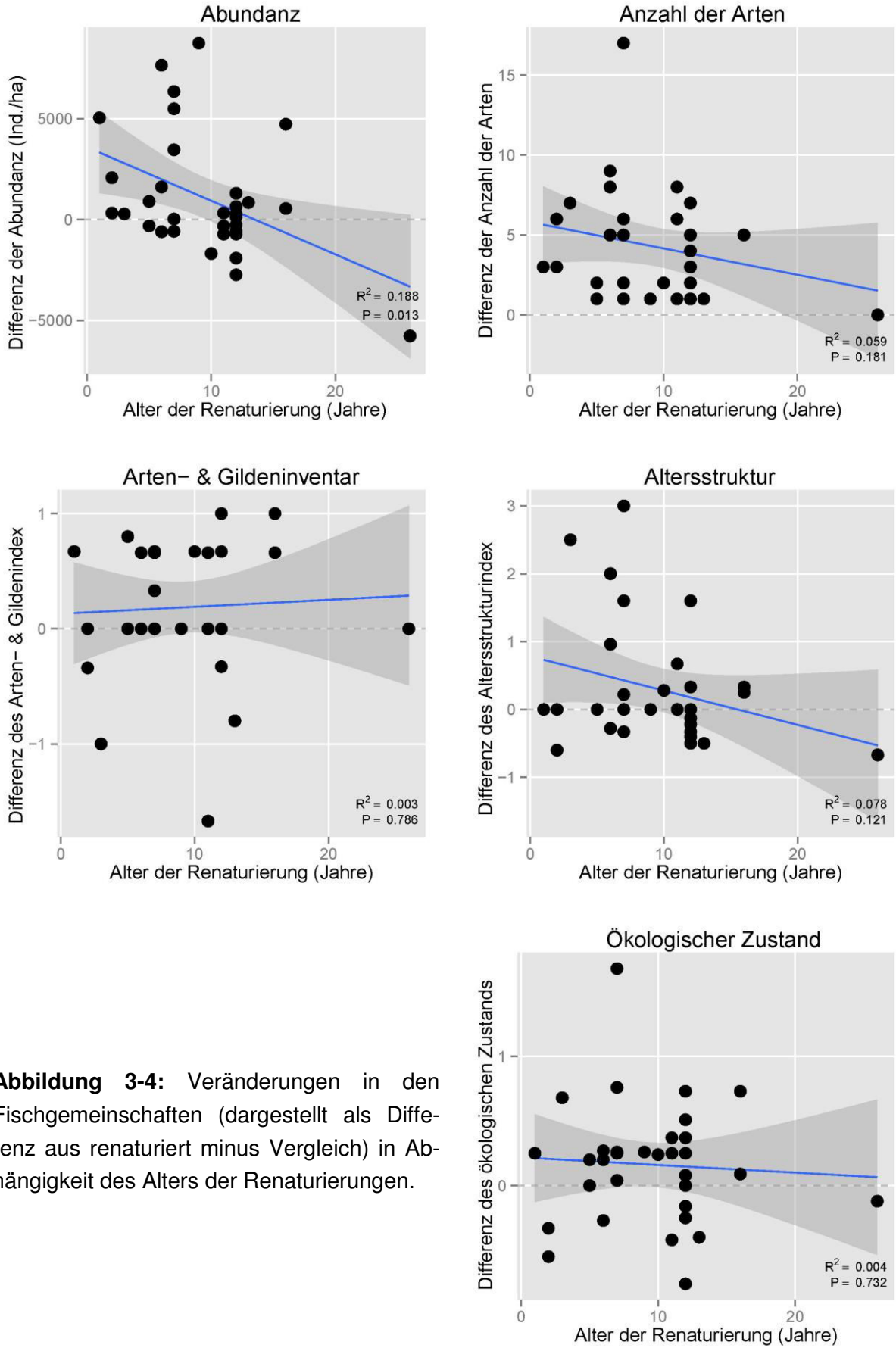


Abbildung 3-4: Veränderungen in den Fischgemeinschaften (dargestellt als Differenz aus renaturiert minus Vergleich) in Abhängigkeit des Alters der Renaturierungen.

Tabelle 3-5: Bewertungsergebnisse der Fische. Für jedes Renaturierungsprojekt sind die Bewertungsergebnisse (Ökologische Zustandsklasse (ÖZK) sowie Einzelbewertungen) für den renaturierten sowie den Vergleichsabschnitt gegenübergestellt. Zur Bewertung signifikanter Differenzen wurde ein gepaarter Wilcoxon-Test genutzt (* $P < 0.05$; n.s. $P > 0.05$). Tabelle wird auf der nächsten Seite fortgesetzt.

Projekt		Basisdaten		ÖZK			Einzelbewertungen							
Projekt-ID-Nr.	Gewässerkürzel	Gewässertyp	Alter	Vergleich	Tendenz	Renaturiert	Abundanz Vergleich	Abundanz Renaturiert	Abundanz Differenz	Anzahl Arten Vergleich	Anzahl Arten Renaturiert	Anzahl Arten Differenz	Art- & Gildeninventar Differenz	Altersstruktur Differenz
2	Ede_H	9	7	3	↗	2	4958	10452	5494	17	17	0	0,66	1,6
3	Fal	5.1 C	12	4	↘	5	1217	1861	644	8	9	1	0	-0,33
4	Fu_Me	9.2 C	3	4	↗	3	170	453	283	11	12	1	-1	2,5
5	Ger	9 B	7	4	→	4	1551	968	-583	8	7	-1	0,33	0,22
6	Ind	FiGt 09	11	3	↗	2	4746	5071	326	11	10	-1	0	0,67
7	Jos	5.1 B	12	4	↗	2	1313	1596	284	2	3	1	1	0
8	Lac	5 E	11	5	→	5	738	18	-721	9	1	-8	-1,67	0
9	Lah_Cö	9 B	12	3	→	3	3206	1294	-1912	10	11	1	-0,33	-0,13
10	Net	9 B	6	2	→	2	2935	10588	7653	15	21	6	0,66	2
11	Ni_BV	9 B	12	2	→	2	475	605	130	8	13	5	1	-0,22
12	Nid	5 E	12	4	↘	5	3566	2846	-720	16	14	-2	0	-0,5
13	Nie	FiGt 18	11	4	→	4	2916	2598	-318	14	18	4	0,66	0
14	Ork_Me	FiGt 02	7	3	↗	1	3048	6508	3461	5	6	1	0,67	3
15	Per	5 C	9	4	→	4	6822	15571	8749	6	7	1	0	0
16	Plei	316	10	4	→	4	2804	1118	-1686	5	7	2	0,67	0,28
17	Rod	19 E	12	4	→	4	4680	4118	-562	5	9	4	0,67	-0,4
19	Ruh_Sch	FiGt 09	7	4	↗	3	1960	8311	6350	6	6	0	0	-0,33
21	Rur_K	FiGt 10	12	3	↗	2	1776	3082	1305	14	19	5	0	0,33
22	Schw	FiGt 25	16	4	↗	2	2326	7054	4728	15	16	1	0,66	0,25
23	Thi	293	13	4	↘	5	1118	1964	847	2	1	-1	-0,5	-0,31
24	Wur	FiGt 10	6	3	↘	4	3325	4942	1617	9	14	5	0	-0,28
25	Zwo	5.1 B	26	5	→	5	7781	2010	-5771	5	5	0	0	-0,67
26	Bre	294	2	2	↘	3	1046	1371	325	7	6	-1	0	0
28	Dil	9 A	2	3	↘	4	2026	4102	2076	15	9	-6	-0,34	-0,6
33	Gar	FiGt 06	5	4	→	4	12086	12986	900	2	3	1	0	0
35	Has	FiGt 19	6	4	↗	3	1395	791	-605	14	15	1	0	0,96
37	Kim	Hasel, rhitral / WK 25042	1	5	→	5	0	5045	5045	0	3	3	0,67	0
38	Kin	9 B	7	5	↗	4	59	88	30	6	8	2	0,67	0
42	Lip	FiGt 23	16	4	↗	3	533	1081	548	16	21	5	1	0,33
54	San	19 E	12	5	↘	4	6053	3315	-2738	8	8	0	0	1,6
57	Zil	20	5	2	→	2	2133	1820	-313	3	3	0	0,8	0
Mittelwerte:	-	-	9,4	3,6	↗	3,4	2829	3910	1081	8,8	9,7	0,9	0,2	0,3
Signifikanz:	-	-	-	-	-	-	-	-	n.s.	-	-	*	n.s.	n.s.

Im Gegensatz zu bislang nicht nachweisbaren positiven zeitlichen Effekten wurde insgesamt durch die Renaturierungen der Artenreichtum der Fischgemeinschaften signifikant erhöht (paarweiser Vergleich renaturierter Abschnitt und jeweiliger Vergleichsabschnitt). Die übrigen Parameter (Gesamtfischabundanz, Altersstruktur, Strukturierung des Art- und Gildeninventars, allgemeiner ökologischer Zustand) wurden hingegen von den Renaturierungen nicht beeinflusst.

Makrophyten

44 Makrophyten-Probenahmen von renaturierten und den jeweiligen Vergleichsabschnitten gingen in die Analyse ein (Tabelle 3-6). Die Zeitspanne der Probenahmen reichte von 1 bis 25 Jahre nach Fertigstellung der Renaturierungsprojekte bei einem Mittelwert von 8,4 Jahren.

Bei allen 5 Indices ist kein signifikanter Trend entlang der Zeitachse festzustellen (Abbildung 3-5). Jedoch zeigt der Deckungsgrad, die Anzahl Taxa als auch die Anzahl der Wuchsformen über die gesamten Untersuchungen deutlich höhere Werte in den renaturierten Abschnitten verglichen mit den Vergleichsabschnitten. Diese positiven Werte spiegeln sich allerdings nicht in den Bewertungsergebnissen wider. Sowohl der normierte Referenzindex als auch die ökologische Zustandsklasse zeigen keine positiven Tendenzen (Tabelle 3-6).

Nur 50,0% der Probenahmen in den Vergleichsabschnitten schafften das Qualitätskriterium des Bewertungssystems Phylib für eine gesicherte Bewertung in Bezug auf den Deckungsgrad. In renaturierten Abschnitten hatten 54,5% der Probenahmen eine gesicherte Bewertung. Um nicht zu viele Datensätze wegen zu geringem Deckungsgrad in der Analyse zu verlieren, wurden für die folgenden Ergebnisse alle 44 Datensätze berücksichtigt. Probenahmen, bei denen das Qualitätskriterium nicht eingehalten wurde, erhielten jeweils den schlechtest möglichen Wert beim Referenzindex und der ökologischen Zustandsklasse.

Bei 8 Probenahmen war die ökologische Zustandsklasse im renaturierten Abschnitt besser als im Vergleichsabschnitt. Umgekehrt waren 13 andere Vergleichsabschnitte besser als die jeweiligen renaturierten Abschnitte. Bei 23 Paarvergleichen änderte sich die ÖZK nicht. 5 Probenahmen in renaturierten Abschnitten zeigten eine gute oder sehr gute Makrophytenbewertung, von denen 4 in ihren Vergleichsabschnitten schlechter als gut bewertet wurden. In den Vergleichsabschnitten wurden 5 Probenahmen mit gut oder besser bewertet.

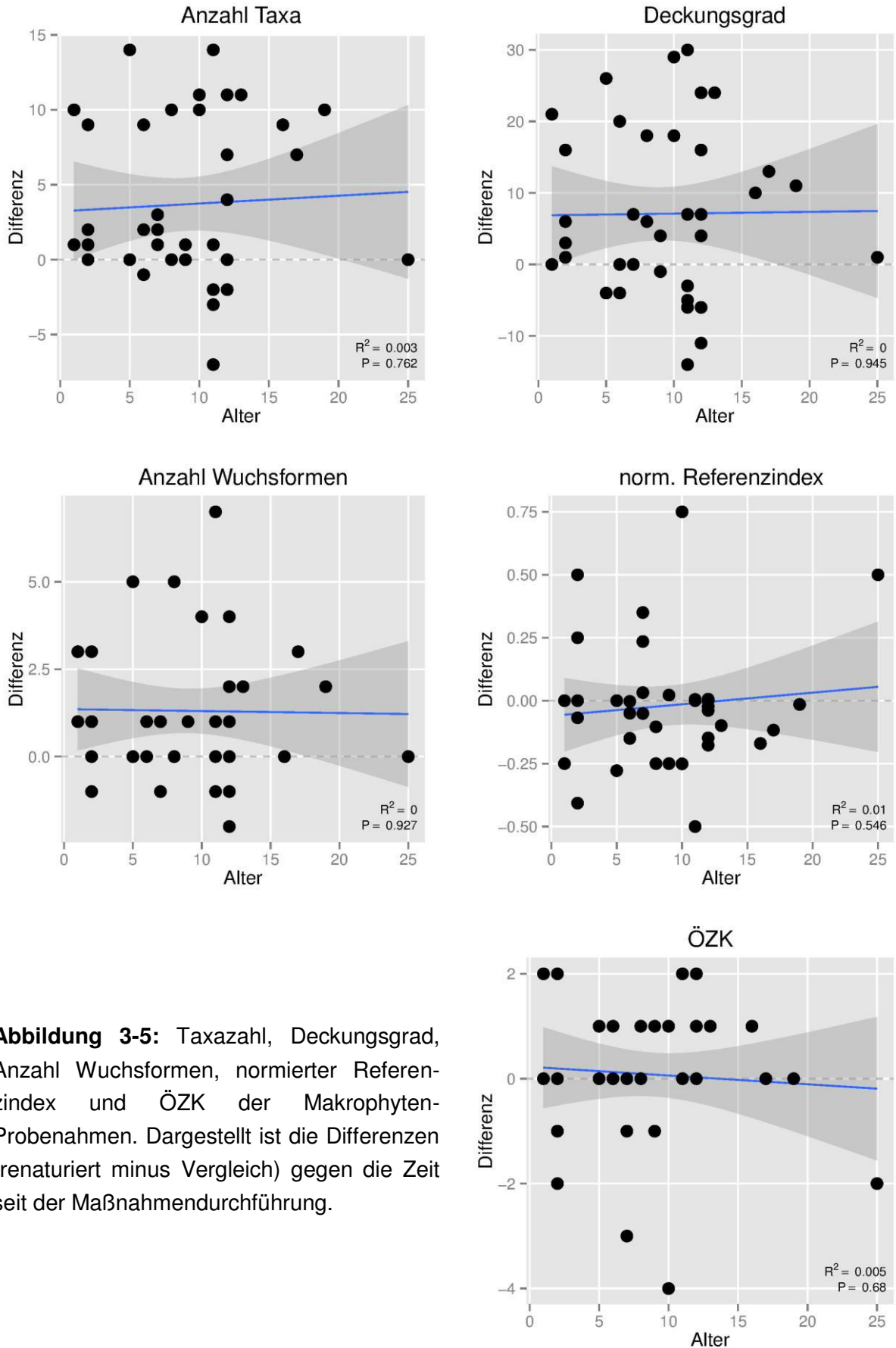


Abbildung 3-5: Taxazahl, Deckungsgrad, Anzahl Wuchsformen, normierter Referenzindex und ÖZK der Makrophyten-Probenahmen. Dargestellt ist die Differenzen (renaturiert minus Vergleich) gegen die Zeit seit der Maßnahmendurchführung.

Tabelle 3-6: Bewertungsergebnisse der Makrophyten. Für jedes Renaturierungsprojekt sind die Bewertungsergebnisse (Ökologische Zustandsklasse sowie Einzelbewertungen) für den renaturierten sowie den Vergleichsabschnitt gegenübergestellt. Zur Bewertung signifikanter Differenzen wurde ein gepaarter Wilcoxon-Test genutzt (* $P < 0.05$; n.s. $P > 0.05$). **Abschnitt ohne geforderte Mindest-Pflanzenmenge. Hier wurde der schlechtest mögliche Wert bei der ÖZK (5) und beim normierten Referenzindex (0) eingesetzt.

Projekt		Basisdaten		ÖZK			Einzelbewertungen												
Projekt-ID-Nr.	Gewässerkürzel	Makrophytentyp	Alter	Vergleich	Tendenz	Renaturiert	Deckungsgrad Vergleich	Deckungsgrad Renaturiert	Deckungsgrad Differenz	Anzahl Taxa Vergleich	Anzahl Taxa Renaturiert	Anzahl Taxa Differenz	Wuchsformen Vergleich	Wuchsformen Renaturiert	Wuchsformen Differenz	Referenzindex Vergleich	Referenzindex Renaturiert	Referenzindex Differenz	
1	Asc	MRS	11	3	↘	5	15	22	7	8	9	1	3	4	1	0,25	0	-0,25	
2	Ede_H	MRS	7	3	→	3	22	29	7	10	12	2	4	5	1	0,5	0	-0,50	
3	Fal**	MRS	11	5	→	5	6	1	-5	3	1	-2	1	1	0	0,50	0,27	-0,23	
4	Fu_Me	MP	9	3	↗	2	19	23	4	10	10	0	6	7	1	0,25	0,25	0,00	
5	Ger	MRK	1	3	↘	5	2	23	21	2	12	10	2	5	3	0,25	0,50	0,25	
6	Ind	TRm	11	1	→	1	9	39	30	4	18	14	2	9	7	0,97	0,09	-0,89	
7	Jos	MRS	11	5	→	5	24	10	-14	11	4	-7	2	3	1	0,16	0,10	-0,06	
8	Lac	MRS	10	3	↘	4	16	45	29	4	14	10	2	6	4	0	0,10	0,10	
9	Lah_Cö	MP	12	3	→	3	14	21	7	9	13	4	7	8	1	0	0	0,00	
10	Net	MRS	6	3	→	3	8	8	0	3	5	2	1	1	0	0,32	0,32	0,00	
11	Ni_BV	MP	12	3	↘	5	38	42	4	16	16	0	10	10	0	0	0	0,00	
12	Nid	MRS	11	5	→	5	21	15	-6	8	5	-3	5	4	-1	0,50	0,50	0,00	
13	Nie	TNm	13	2	↘	3	23	47	24	11	22	11	8	10	2	0,50	0,40	-0,10	
14	Ork	MRS	7	3	↗	2	9	9	0	5	6	1	1	2	1	0,389	0,34	-0,05	
15	Per	MRS	8	4	↘	5	9	15	6	6	6	0	3	3	0	0,5	0,25	-0,25	
16	Plei	MRK	9	2	↘	3	11	10	-1	4	5	1	3	4	1	0,148	0	-0,15	
17	Rod	MRK	11	2	→	2	16	13	-3	6	4	-2	3	3	0	0	0	0,00	
18	Ruh_Bi	MRS	5	3	↘	4	20	46	26	9	23	14	4	9	5	0,50	0,32	-0,19	
19	Ruh_Sch	MRS	7	3	→	3	11	18	7	7	9	2	5	4	-1	0,50	0,49	-0,02	
20	Rur_J	MRS	17	3	→	3	11	35	24	6	17	11	4	8	4	0	1,00	1,00	
21	Rur_K	TRm	12	3	↘	4	24	40	16	12	19	7	7	9	2	0	0	0,00	
22	Schw	TNm	17	3	→	3	13	26	13	6	13	7	3	6	3	0,50	0,31	-0,19	
23	Thi	MRK	12	4	↘	5	16	5	-11	4	2	-2	3	2	-1	0	0,50	0,50	
24	Wur	TRm	6	3	→	3	17	13	-4	6	5	-1	4	5	1	0,45	0,48	0,03	

Räumliche und zeitliche Aspekte von Fließgewässer-Renaturierungen: Entwicklung neuartiger Bewertungstools

Projekt		Basisdaten		ÖZK			Einzelbewertungen											
Projekt-ID-Nr.	Gewässerkürzel	Makrophytentyp	Alter	Vergleich	Tendenz	Renaturiert	Deckungsgrad Vergleich	Deckungsgrad Renaturiert	Deckungsgrad Differenz	Anzahl Taxa Vergleich	Anzahl Taxa Renaturiert	Anzahl Taxa Differenz	Wuchsformen Vergleich	Wuchsformen Renaturiert	Wuchsformen Differenz	Referenzindex Vergleich	Referenzindex Renaturiert	Referenzindex Differenz
25	Zwo	MRS	25	5	↗	3	1	2	1	1	1	0	1	1	0	0	0,36	0,36
26	Bre	MRS	2	4	↗	3	5	8	3	3	4	1	2	3	1	0,5	0,74	0,24
28	Dil	MRS	2	5	↗	3	8	14	6	2	4	2	2	3	1	0,17	0,10	-0,07
32	Fu_Ni	MP	2	3	→	3	22	23	1	9	9	0	8	7	-1	0,33	0,48	0,15
33	Gar	TNk	10	5	↗	1	0	18	18	0	11	11	0	4	4	0,50	0,09	-0,41
35	Has	TNm	6	3	↘	4	28	48	20	14	23	9	9	10	1	0,34	0,20	-0,14
37	Kim	TRk	2	2	↘	4	5	21	16	4	13	9	2	5	3	0,34	0,19	-0,15
38	Kin	MP	7	5	↗	2	9	9	0	3	6	3	2	3	1	0,50	0,50	0,00
40	Lah_Lu	MRS	6	3	→	3	12	37	25	6	19	13	3	10	7	0	0,41	0,41
41	Lah_Wa	MRS	8	3	→	3	7	25	18	5	15	10	2	7	5	0,35	0,42	0,07
42	Lip	TNg	16	3	↘	4	20	30	10	15	24	9	10	10	0	0	0,74	0,74
45	Ni_II	MP	1	5	↗	3	20	34	14	7	14	7	5	9	4	0	0,01	0,01
46	Ni_Ra	MRS	3	4	→	4	23	33	10	8	10	2	5	6	1	0	0,09	0,09
50	Rhein_Be	TNg	2	5	→	5	4	5	1	3	4	1	3	3	0	0,32	0,32	0,00
51	Ruh_AI	MRS	3	3	→	3	6	10	4	3	7	4	3	5	2	0,32	0,47	0,15
52	Ruh_Ne	MRS	19	3	→	3	6	17	11	3	13	10	3	5	2	0,55	0,41	-0,14
54	San**	MRK	12	5	→	5	10	4	-6	3	1	-2	3	1	-2	0	0,35	0,35
55	Uls	MRS	1	3	→	3	11	11	0	3	4	1	3	4	1	0,50	0,24	-0,27
57	Zil	MRS	5	3	→	3	17	13	-4	5	5	0	2	2	0	0,25	0	-0,25
58	Ru_M	TRm	3	5	→	5	0	15	15	0	7	7	0	5	5	0,24	0,07	-0,17
Mittelwerte:	-	-	8,4	3,5	→	3,5	13,4	21,2	7,8	6,1	10,1	4,0	3,7	5,3	1,6	0,28	0,28	0,00
Signifikanz:	-	-	-	-	n.s.	-	-	-	*	-	-	*	-	-	*	-	-	n.s.

Laufkäfer

Für die Auswertung der Laufkäfer im Hinblick auf das Alter der Renaturierungsprojekte gingen Daten von 40 Probenahmen von renaturierten und jeweils oberhalb gelegenen Vergleichsabschnitten ein (Tabelle 3-7). Die Zeitspanne zwischen Fertigstellung der Maßnahmen und Durchführung der Untersuchungen lag zwischen 2 und 25 Jahren bei einem Mittelwert von 9 Jahren.

Ein statistisch signifikanter Trend entlang der Zeitachse zeigt sich für keinen der 5 betrachteten Parameter. Somit sind die Unterschiede der Metriks (jeweilige Differenz zwischen renaturiertem und Vergleichsabschnitt) nicht von dem Alter der renaturierten Abschnitte abhängig (Abbildung 3-6).

Jedoch zeigen alle berechneten Metriks signifikante Unterschiede zwischen den renaturierten und den Vergleichsabschnitten (Differenz zwischen renaturiert und Vergleich >0). In 80-86% aller Probenahmen zeigten sich positive Effekte der Maßnahmen auf die Laufkäfer. Am deutlichsten wirkten sich die Renaturierungen auf die Anzahl feuchtigkeitsliebender Arten ($\bar{X} + 5,1$ Arten, max. +19 Arten), gefolgt von dem Artenreichtum allgemein, der Anzahl an Arten mit Ufer- und Auenbezug ($\bar{X} +5$ Arten, maximal +25 Arten) und der Anzahl flugfähiger Arten ($\bar{X} +3,5$ Arten, max. 12 Arten) aus. Für die Anzahl an Uferbankspezialisten, d.h. Arten, die ausschließlich auf Uferbänken zu finden sind, waren die Effekte mit einer durchschnittlichen Erhöhung von 1,3 Arten im Mittel am geringsten. Entscheidend für eine Steigerung aller Laufkäfer-Metriks ist das Vorhandensein von Uferbänken. Je geringer der Anteil an Böschungen mit Steinschüttung (Uferverbau), desto höher ist die Anzahl an Ufer- und Auenarten, feuchtigkeitsliebenden Arten, Uferbankspezialisten und flugfähigen Arten. Mit Bäumen bewachsene Flachuferbereiche fördern den Artenreichtum, Ufer- und Auenarten sowie feuchtigkeitsliebende Arten.

Standardisierte Metriks zur Bewertung des ökologischen Zustandes wie im Falle des Makrozoobenthos, der Fische und der Makrophyten gibt es für die Laufkäfer nicht, da sie nicht in die Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinien einbezogen werden.

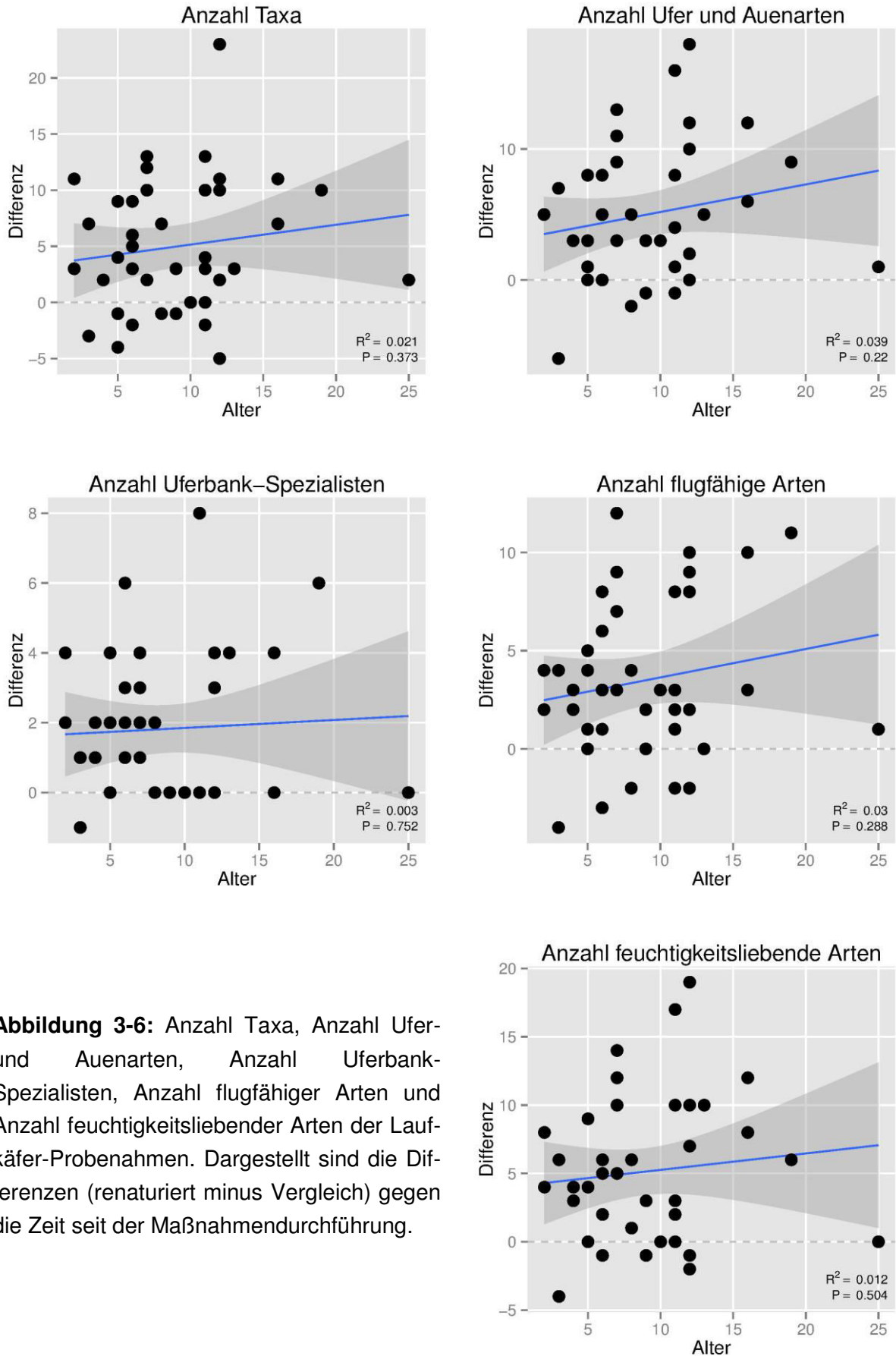


Abbildung 3-6: Anzahl Taxa, Anzahl Ufer- und Auenarten, Anzahl Uferbank-Spezialisten, Anzahl flugfähiger Arten und Anzahl feuchtigkeitsliebender Arten der Laufkäfer-Probenahmen. Dargestellt sind die Differenzen (renaturiert minus Vergleich) gegen die Zeit seit der Maßnahmendurchführung.

Tabelle 3-7: Metrikergebnisse der Laufkäfer. Für jedes Renaturierungsprojekt sind die Metrikergebnisse für den renaturierten sowie den Vergleichsabschnitt gegenübergestellt. Zur Bewertung signifikanter Differenzen wurde ein gepaarter Wilcoxon-Test genutzt (* P < 0.05; n.s. P > 0.05). Tabelle wird auf der nächsten Seite fortgesetzt.

Projekt		Basisdaten		Einzelbewertungen														
Projekt-ID-Nr.	Gewässerkürzel	Auentyp	Alter	Anzahl Taxa Vergleich	Anzahl Taxa Renaturiert	Anzahl Taxa Differenz	Anzahl Arten mit Ufer- / Auenbezug Vergleich	Anzahl Arten mit Ufer- / Auenbezug Renaturiert	Anzahl Arten mit Ufer- / Auenbezug Differenz	Anzahl Feuchtigkeitsliebende Arten Vergleich	Anzahl Feuchtigkeitsliebende Arten Renaturiert	Anzahl Feuchtigkeitsliebende Arten Differenz	Anzahl Uferbankspezialisten Vergleich	Anzahl Uferbankspezialisten Renaturiert	Anzahl Uferbankspezialisten Differenz	Anzahl flugfähiger Arten Vergleich	Anzahl flugfähiger Arten Renaturiert	Anzahl flugfähiger Arten Differenz
1	Asc	2	11	3	6	3	1	5	4	3	5	2	0	0	0	1	2	1
2	Ede_H	2	7	6	19	13	4	17	13	4	18	14	0	3	3	0	12	12
3	Fal	1	11	7	5	-2	3	4	1	5	5	0	0	0	0	0	1	1
4	Fu_Me	3	4	5	7	2	3	6	3	3	7	4	0	1	1	3	5	2
5	Ger	4	6	10	8	-2	6	6	0	5	4	-1	0	1	1	5	2	-3
6	Ind	5	11	8	21	13	5	21	16	1	18	17	0	8	8	5	13	8
7	Jos	1	6	4	7	3	4	4	0	4	6	2	0	1	1	2	3	1
8	Lac	1	10	6	6	0	2	5	3	4	4	0	0	0	0	1	4	3
9	Lah_Cö	2	12	6	16	10	2	12	10	4	11	7	0	3	3	2	10	8
11	Ni_BV	3	12	4	6	2	2	4	2	2	1	-1	0	0	0	2	4	2
12	Nid	2	11	4	4	0	3	2	-1	1	3	2	0	0	0	3	1	-2
13	Nie	5	13	16	19	3	11	16	5	9	19	10	0	4	4	10	10	0
14	Ork_Me	1	7	7	9	2	5	8	3	4	9	5	1	2	1	4	7	3
15	Per	1	8	6	5	-1	5	3	-2	4	5	1	0	0	0	2	0	-2
16	Plei	1	9	4	3	-1	3	2	-1	2	1	-1	0	0	0	1	1	0
17	Rod	4	11	2	6	4	1	5	4	1	4	3	0	0	0	0	2	2
18	Ruh_Bi	3	6	6	12	6	4	12	8	4	10	6	0	6	6	2	10	8
19	Ruh_Sch	2	7	2	12	10	2	11	9	1	11	10	0	4	4	1	8	7
20	Ru_J	6	12	1	12	11	0	12	12	0	10	10	0	4	4	0	9	9
21	Ru_K	6	12	2	25	23	1	19	18	0	19	19	0	4	4	2	12	10

Räumliche und zeitliche Aspekte von Fließgewässer-Renaturierungen: Entwicklung neuartiger Bewertungstools

Projekt		Basisdaten		Einzelbewertungen														
Projekt-ID-Nr.	Gewässerkürzel	Auentyp	Alter	Anzahl Taxa Vergleich	Anzahl Taxa Renaturiert	Anzahl Taxa Differenz	Anzahl Arten mit Ufer- / Auenbezug Vergleich	Anzahl Arten mit Ufer- / Auenbezug Renaturiert	Anzahl Arten mit Ufer- / Auenbezug Differenz	Anzahl Feuchtigkeitsliebende Arten Vergleich	Anzahl Feuchtigkeitsliebende Arten Renaturiert	Anzahl Feuchtigkeitsliebende Arten Differenz	Anzahl Uferbankspezialisten Vergleich	Anzahl Uferbankspezialisten Renaturiert	Anzahl Uferbankspezialisten Differenz	Anzahl flugfähiger Arten Vergleich	Anzahl flugfähiger Arten Renaturiert	Anzahl flugfähiger Arten Differenz
22	Schw	5	16	4	11	7	2	8	6	1	9	8	0	0	0	1	4	3
23	Thi	1	12	7	2	-5	2	2	0	3	1	-2	0	0	0	2	0	-2
24	Wur)	2	6	9	14	5	5	10	5	3	8	5	0	3	3	6	9	3
25	Zwo	1	25	4	6	2	3	4	1	3	3	0	0	0	0	1	2	1
27	Brö	2	5	4	8	4	3	6	3	1	5	4	1	1	0	4	5	1
28	Dil	2	3	16	13	-3	15	9	-6	12	8	-4	3	2	-1	10	6	-4
29	Ede_D	2	5	12	11	-1	10	11	1	10	10	0	0	4	4	3	8	5
32	Fu_Ni	3	3	8	15	7	4	11	7	8	14	6	1	2	1	2	6	4
33	Gar	4	11	5	15	10	3	11	8	3	13	10	0	0	0	1	4	3
38	Kin	2	9	1	4	3	1	4	3	0	3	3	0	0	0	0	2	2
40	Lah_Lu	2	7	6	18	12	5	16	11	3	15	12	0	2	2	3	12	9
41	Lah_Wa	2	8	9	16	7	8	13	5	8	14	6	2	4	2	5	9	4
42	Lip	6	16	6	17	11	3	15	12	4	16	12	0	4	4	2	12	10
45	Ni_II	2	2	3	14	11	3	8	5	1	9	8	0	2	2	2	6	4
47	Ni_Bi	2	5	2	11	9	1	9	8	1	10	9	0	2	2	1	5	4
49	Ork_Ni	2	5	17	13	-4	13	13	0	13	13	0	3	3	0	9	9	0
51	Ruh_AI	3	4	3	5	2	2	5	3	1	4	3	0	2	2	1	4	3
52	Ruh_Ne	3	19	7	17	10	7	16	9	7	13	6	0	6	6	2	13	11
53	Ru_MS	6	6	3	12	9	2	7	5	2	8	6	0	2	2	1	7	6
55	Uls	2	2	7	10	3	4	9	5	6	10	4	2	6	4	6	8	2
	Mittelwerte:	-	9	6,1	11,0	5,0	4,1	9,0	5,0	3,8	8,9	5,1	0,3	2,2	1,8	2,7	6,2	3,5
	Signifikanz:	-	-	-	-	*	-	-	*	-	-	*	-	-	*	-	-	*

Auenvegetation

Für die Auswertung der Auenvegetation im Hinblick auf das Alter der Renaturierungsprojekte gingen Daten von 40 Probenahmen von renaturierten und jeweils oberhalb gelegenen nicht-renaturierten Gewässerabschnitten ein. Die Zeitspanne zwischen Fertigstellung der Maßnahmen und Durchführung der Untersuchungen lag zwischen 2 und 25 Jahren bei einem Mittelwert von 8,6 Jahren (Tabelle 3-8).

Die 5 betrachteten Metriks zeigen keinen statistisch signifikanten Trend entlang der Zeitachse (Abbildung 3-7). Somit sind die Unterschiede zwischen renaturierten und jeweiligen Vergleichsabschnitten nicht von dem Alter der Maßnahmen abhängig.

Zwischen den renaturierten und ihren jeweiligen Vergleichsabschnitten ergaben sich jedoch signifikante Unterschiede für alle Metriks (Tabelle 3-8). Dabei ist der Deckungsgrad in den Renaturierungen geringer als in den jeweiligen Vergleichsabschnitten (negative Differenz) und die Anzahl Vegetationseinheiten, der Arten, der Überflutungszeiger und der Ruderalarten höher (positive Differenz).

Der durchschnittliche Deckungsgrad der Arten ist in renaturierten Abschnitten signifikant verringert (Tabelle 3-8) und lag im Mittel bei 15,6% in renaturierten Abschnitten und bei 21,5% in den Vergleichsabschnitten. Verringerte Deckungsgrade wurden in 30 von 40 Probestellen festgestellt. Die Anzahl Vegetationseinheiten in renaturierten Abschnitten war im Mittel um 1,2 Einheiten ($\pm 1,5$) erhöht; die Zunahme variierte dabei zwischen 1-5 Einheiten. Erhöhungen konnten in 25 der 40 untersuchten Renaturierungen festgestellt werden. Bezüglich der Artenzahl wiesen die renaturierten Abschnitte im Mittel 16,2 Arten (Max. 78 Arten) mehr auf als die Vergleichsabschnitte. Erhöhte Artenzahlen zeigten sich in 29 der 40 renaturierten Abschnitte. Der Anteil an Überflutungszeigern ist in renaturierten Abschnitten im Mittel um 16% höher als in den Vergleichsabschnitten. In 6 renaturierten Abschnitten erhöhte sich der Anteil sogar auf >40%. Durchschnittlich führen Renaturierungen zur Etablierung von zusätzlich 0,7, in Einzelfällen von bis zu neun Ruderalarten je Aue. Standardisierte Metriks zur Bewertung des ökologischen Zustandes wie im Falle des Makrozoobenthos, der Fische und der Makrophyten gibt es für die Auenvegetation nicht, da sie nicht in die Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinien einbezogen werden.

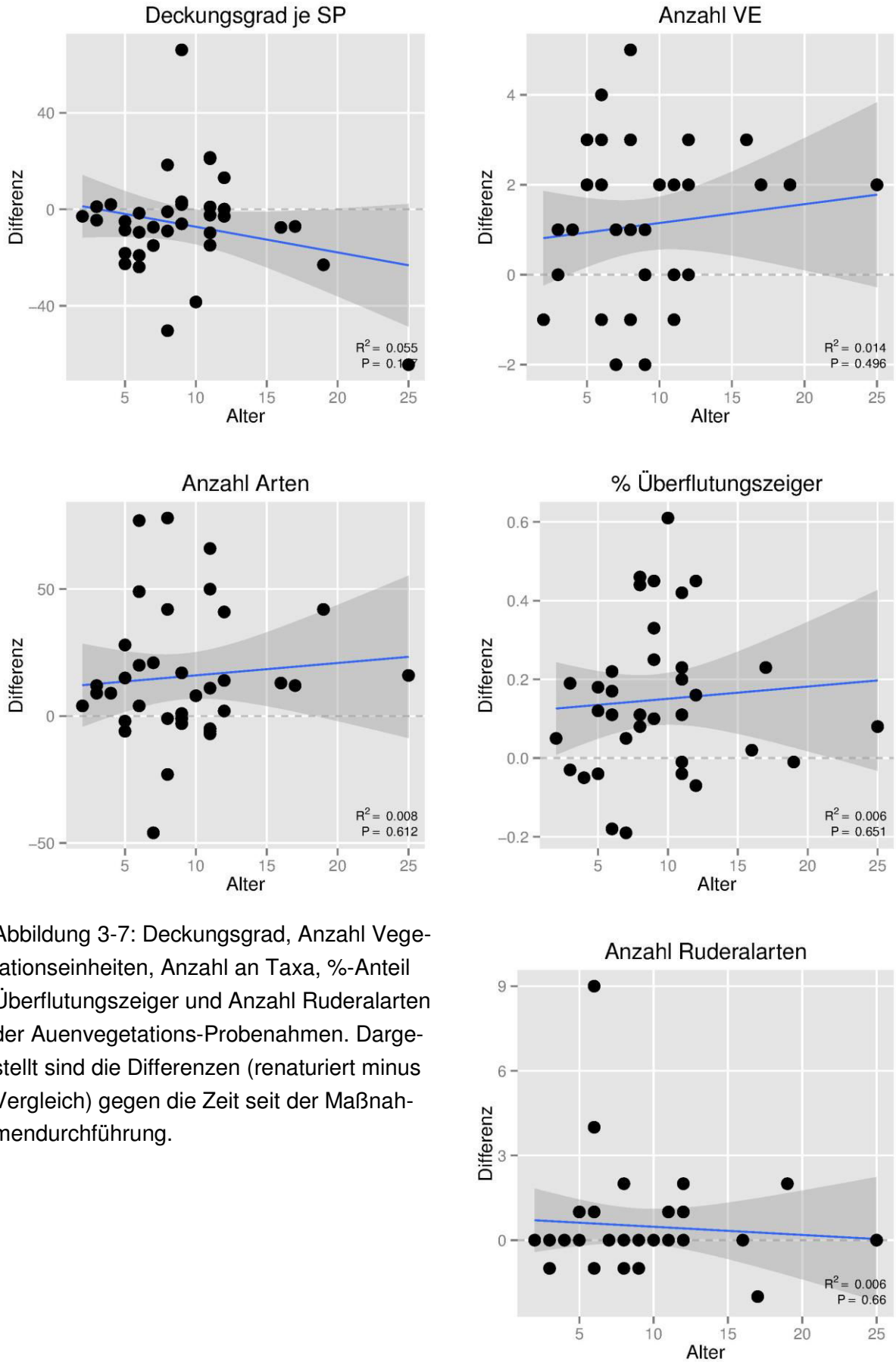


Abbildung 3-7: Deckungsgrad, Anzahl Vegetationseinheiten, Anzahl an Taxa, %-Anteil Überflutungszeiger und Anzahl Ruderalarten der Auenv egetations-Probenahmen. Dargestellt sind die Differenzen (renaturiert minus Vergleich) gegen die Zeit seit der Maßnahmendurchführung.

Tabelle 3-8: Metrikergebnisse der Auenvegetationsanalyse. Für jedes Renaturierungsprojekt sind die Metrikergebnisse für den renaturierten sowie den Vergleichsabschnitt gegenübergestellt. Zur Bewertung signifikanter Differenzen wurde ein gepaarter Wilcoxon-Test genutzt (* $P < 0.05$; n.s. $P > 0.05$). Tabelle wird auf der nächsten Seite fortgesetzt. Abkürzung: VE=Vegetationseinheit

Projekt		Basisdaten		Einzelbewertungen															
Projekt-ID-Nr.	Gewässerkürzel	Auentyp	Alter	Deckungsgrad Vergleich	Deckungsgrad Renat.	Deckungsgrad Differenz	Anzahl VE Vergleich	Anzahl VE Renat.	Anzahl VE Differenz	Anzahl Taxa Vergleich	Anzahl Taxa Renat.	Anzahl Taxa Differenz	Anteil Überflutungszeiger Vergleich	Anteil Überflutungszeiger Renat.	Anteil Überflutungszeiger Differenz	Anzahl Ruderalarten Vergleich	Anzahl Ruderalarten Renat.	Anzahl Ruderalarten Differenz	
1	Asc	2	11	21,6	42,6	21,0	3	2	-1	47	40	-7	0,19	0,61	0,42	0	1	1	
2	Ede_H	2	7	16,2	8,8	-7,4	5	3	-2	86	40	-46	0,59	0,40	-0,19	0	0	0	
3	Fal	1	11	12,0	33,5	21,5	3	2	-1	33	44	11	0,51	0,47	-0,04	0	0	0	
4	Fu_Me	3	9	8,6	2,6	-6,0	3	4	1	39	38	-1	0,37	0,46	0,10	0	0	0	
5	Ger	4	6	49,4	30,3	-19,1	1	3	2	33	53	20	0,32	0,43	0,11	0	1	1	
6	Ind	5	11	17,6	2,7	-14,9	2	4	2	18	84	66	0,46	0,44	-0,01	0	1	1	
7	Jos	1	11	10,9	8,5	-2,4	2	2	0	37	87	50	0,14	0,34	0,20	0	0	0	
8	Lac	1	10	54,2	15,8	-38,4	1	3	2	25	33	8	0,02	0,63	0,61	0	0	0	
9	Lah_Cö	2	12	3,8	0,9	-2,9	4	7	3	40	42	2	0,62	0,55	-0,07	0	0	0	
10	Net	2	6	30,4	6,5	-23,9	2	6	4	19	96	77	0,52	0,34	-0,18	0	9	9	
11	Ni_BV	3	12	22,9	23,0	0,1	2	2	0	39	53	14	0,17	0,33	0,16	0	1	1	
12	Nid	2	11	36,1	26,3	-9,7	2	2	0	48	42	-6	0,26	0,37	0,11	0	0	0	
13	Nie	5	8	15,4	6,3	-9,0	4	9	5	36	78	42	0,11	0,22	0,11	0	0	0	
14	Ork_Me	1	7	45,7	30,7	-15,0	1	2	1	44	65	21	0,51	0,56	0,05	0	0	0	
15	Per	1	9	18,1	21,2	3,1	3	3	0	42	59	17	0,29	0,73	0,45	0	0	0	
16	Plei	1	9	23,4	25,4	2,0	2	2	0	37	38	1	0,34	0,59	0,25	0	0	0	
17	Rod	4	11	27,4	28,4	1,0	2	2	0	49	44	-5	0,01	0,24	0,23	0	0	0	
19	Ruh_Sch	2	8	65,2	14,9	-50,3	2	3	1	49	26	-23	0,21	0,65	0,44	1	0	-1	
18	Ruh_Bi	3	5	31,2	12,9	-18,2	2	5	3	38	36	-2	0,48	0,60	0,12	0	1	1	
20	Rur_J	6	12	2,1	15,2	13,1	2	4	2	33	74	41	0,03	0,49	0,45	0	2	2	
21	Rur_K	6	17	14,4	7,2	-7,1	7	9	2	109	121	12	0,33	0,55	0,23	5	3	-2	

Räumliche und zeitliche Aspekte von Fließgewässer-Renaturierungen: Entwicklung neuartiger Bewertungstools

Projekt		Basisdaten		Einzelbewertungen														
Projekt-ID-Nr.	Gewässerkürzel	Auentyp	Alter	Deckungsgrad Vergleich	Deckungsgrad Renat.	Deckungsgrad Differenz	Anzahl VE Vergleich	Anzahl VE Renat.	Anzahl VE Differenz	Anzahl Taxa Vergleich	Anzahl Taxa Renat.	Anzahl Taxa Differenz	Anteil Überflutungszeiger Vergleich	Anteil Überflutungszeiger Renat.	Anteil Überflutungszeiger Differenz	Anzahl Ruderalarten Vergleich	Anzahl Ruderalarten Renat.	Anzahl Ruderalarten Differenz
22	Sch	5	16	15,7	8,2	-7,5	4	7	3	51	64	13	0,36	0,38	0,02	1	1	0
23	Thierbach	1	9	15,6	81,8	66,1	3	1	-2	36	33	-3	0,14	0,48	0,33	1	0	-1
24	Wur	2	6	18,8	9,4	-9,5	6	5	-1	72	76	4	0,12	0,28	0,17	2	1	-1
25	Zwo	1	25	87,6	23,1	-64,4	1	3	2	38	54	16	0,29	0,37	0,08	0	0	0
27	Brö	2	5	11,7	6,7	-5,0	3	5	2	52	80	28	0,36	0,32	-0,04	1	1	0
28	Dil	2	3	13,4	14,5	1,1	2	3	1	33	42	9	0,55	0,74	0,19	0	0	0
29	Ede_D	2	5	12,8	4,2	-8,6	3	5	2	68	83	15	0,29	0,40	0,12	3	3	0
32	Fulda_Ni	3	3	12,7	8,2	-4,5	3	3	0	29	41	12	0,71	0,69	-0,03	1	0	-1
33	Gar	4	8	30,9	49,3	18,4	2	1	-1	27	26	-1	0,22	0,69	0,46	0	0	0
40	Lah_Lu	2	7	4,8	1,4	-3,4	3	5	2	36	92	56	0,35	0,48	0,12	0	2	2
41	Lah_Wa	2	8	4,9	3,9	-1,0	4	7	3	40	118	78	0,26	0,35	0,08	0	2	2
45	Ni_II	3	2	12,7	9,9	-2,8	1	1	0	23	19	-4	0,01	0,55	0,54	0	0	0
46	Ni_Ra	2	4	3,5	5,5	2,0	4	5	1	27	36	9	0,40	0,35	-0,05	0	0	0
47	Nim_Bi	2	5	34,5	11,8	-22,6	1	3	2	43	37	-6	0,26	0,44	0,18	1	1	0
49	Ork_Ni	2	5	7,1	6,7	-0,4	3	5	2	59	82	23	0,34	0,61	0,27	1	1	0
51	Ruh_AI	3	4	3,6	1,5	-2,1	2	4	2	73	86	13	0,10	0,06	-0,04	0	7	7
52	Ruh_Ne	3	19	27,1	4,0	-23,0	1	3	2	23	65	42	0,52	0,51	-0,01	0	2	2
55	Uls	2	2	13,4	10,5	-2,9	3	2	-1	34	38	4	0,57	0,62	0,05	0	0	0
58	Rur_M	6	6	3,0	1,4	-1,6	5	8	3	66	115	49	0,06	0,27	0,22	2	6	4
	Mittelwerte		8,6	21,5	15,6	-5,9	2,7	3,9	1,2	43,3	59,5	16,2	0,31	0,46	0,16	0,5	1,2	0,7
	Signifikanz			-	-	*	-	-	*	-	-	*	-	-	*	-	-	*

3.2. Bewertungsverfahren für Laufkäfer und Auenvegetation

Die nachfolgende Herleitung der Bewertungsverfahren der Vegetation und der Laufkäfer erfolgt am Beispiel des Auentyps „Auen kleiner Mittelgebirgsflüsse“ (AT2, vgl. Tabelle 2-3). Die Gruppierung und Analyse der Daten in Bezug auf die Auentypen ergab, dass nur für diesen Auentyp ausreichend Daten vorlagen, anhand derer Grenzwerte zur Bewertung abgeleitet und eine allgemeine Entwicklungstendenz angegeben werden konnten. Eine Einzelbetrachtung der im Rahmen des Projektes untersuchten Renaturierungsprojekte erfolgt an dieser Stelle nicht.

3.2.1. Bewertungsverfahren für die Laufkäfer der „Auen kleiner Mittelgebirgsflüsse“

Modul 1: Schlüsselhabitate

Für die Laufkäfer eignen sich als „Schlüsselhabitate“ die in den auenmorphologischen Untersuchungen erfassten Mesohabitate (vgl. Tabelle 2-1). Diese stehen repräsentativ für bestimmte Artenzusammensetzungen und –qualitäten und charakterisieren die Auen hinsichtlich ihrer morphodynamischen sowie hydrologischen Funktionsfähigkeit auf Mesohabitatebene. Entscheidend für die Bewertung sind Vorkommen und Fehlen einzelner Arten(-gruppen) innerhalb der jeweiligen Mesohabitate.

Im Hinblick auf einen möglichst hohen Artenreichtum der Laufkäfer, der die dem Auentyp entsprechende Diversität der renaturierten Abschnitte widerspiegelt, zeigten die Habitate Uferbänke und bewachsene Inselbereiche deutlich positive Korrelationen mit der Erhöhung der Anzahl an Taxa. Dagegen wirkt sich ein hoher Anteil an Böschungen negativ auf den Artenreichtum aus. Als Zeichen für eine ausgeprägte Gewässerdynamik besitzen unbewachsene Uferbänke eine besondere Bedeutung für naturnahe Abschnitte dieses Auentyps und sind zudem oft von spezialisierten Laufkäfer-Arten besiedelt. Fehlende Überschwemmungen machen diese Habitate anfällig für Sukzessionsprozesse. Es konnte ermittelt werden, dass sich ein Anteil von > 40% an Böschungen, die in den meisten Fällen aus Steinschüttungen bestehen, negativ auf den Artenreichtum auswirkt. Die fehlende Anbindung des Gewässers an die Aue führt zudem zu einer starken Abnahme von Uferbankspezialisten und feuchtigkeitsliebenden Arten.

Modul 2: Ökologische Bewertung

Modul 2a: Hauptparameter

Für die quantitativ-zusammenfassende Beschreibung der Laufkäfer in Auen wurden 2 Hauptparameter ausgewählt. Anhand dieser werden die Änderungen der Parameter mit Bezug zu Abundanz bzw. daraus abgeleiteter Indizes bewertet.

- „Anzahl der Arten“, Tendenz steigend, gibt die Änderung der Artenzahlen als Indikator für die Vervielfältigung der Lebensraumbedingungen, die differenziert über Modul 2b erfasst werden, wieder.

- „Anzahl der Arten mit Ufer- und Auenbezug“, Tendenz steigend, gibt die Änderung der Artenzahlen als Indikator für die Schaffung typischer Ufer- und Auenhabitats, die differenziert über Modul 2b erfasst werden, wieder.

Die Analyse der Hauptparameter zeigen, dass sich der Artenreichtum und die Anzahl an Arten mit Ufer- und Auenbezug in den renaturierten Abschnitten im Mittel verdoppelt haben. In vier Abschnitten war ein geringer Verlust von 1 bis 4 Arten zu verzeichnen, wohingegen die Zunahmen teils 10 bis 13 Arten betragen.

Modul 2b: Zusatzparameter

Zur Beschreibung der Funktionsfähigkeit der Aue im Hinblick auf Morphodynamik und Hydrologie basierend auf der jeweiligen Artenzusammensetzung der Laufkäfer wurden 3 Zusatzparameter ausgewählt. Die Ableitung von Schlüsselarten, die repräsentativ für eine bestimmte Qualität der Aue stehen, erfolgte auf Basis der Laufkäfererfassungen. Spezifische Zeiger nicht renaturierter Zustände („D“ - degradiert), die bei der Auenvegetation als negatives Kriterium behandelt wurden, gab es für die Laufkäfer nicht.

- Feuchtigkeitssituation
 - „Anzahl der feuchtigkeitsliebenden Arten“, Tendenz steigend, verweist auf die verbesserte Verbindung des Fließgewässers mit seiner Aue und der besseren Möglichkeit der Überflutung,
- Uferdynamik
 - „Anzahl der Uferbankspezialisten“, Tendenz steigend, zeigt die Zunahme dynamischer, unbewachsener Uferhabitats (Kiesbänke) an
 - „Anzahl flugfähiger Arten“, Tendenz steigend, zeigt die Dynamik in Ufer und Aue an, an Hochwasser angepasste Arten

Bezüglich der Zusatzparameter zeigten vor allem feuchtigkeitsliebende Arten mit einer Zunahme von durchschnittlich 4 Arten positive Effekte der Renaturierungen. In 20 von 22 untersuchten renaturierten Abschnitten war eine Erhöhung der Anzahl zu verzeichnen. Die Anzahl flugfähiger Arten nimmt im Mittel um 2,6 Arten zu, wobei die Zunahmen um 1 bis 12 Arten variiert. Die Zunahme von Uferbankspezialisten lag bei 1,5 Arten; hier zeigten sich in 13 von 22 Abschnitten Zunahmen von 1 bis 4 Arten. In 8 Fällen war kein Effekt sichtbar.

Modul 3: Schlüsselarten

Schlüsselarten stehen repräsentativ für eine bestimmte Qualität der Aue. Die Analyse dieser Schlüsselarten basiert auf der Stetigkeit einer Art in einer definierten Gruppe und gibt darüber hinaus die Stärke des Bezugs der Art zu jener bestimmten Gruppe an.

Insgesamt konnten 8 Schlüsselarten ermittelt werden, von denen 6 der Gattung *Bembidion* angehören. Dabei handelt es sich im Fall von *Bembidion atrocaeruleum*, *B. tibiale* und *B. decorum* um auf Schotter- und Kiesbänke spezialisierte Arten. Diese können als Indikatoren für eine hohe Uferdynamik der Auen kleiner Mittelgebirgsflüsse gelten. Die Strukturvielfalt renaturierter Bereiche fördert zudem auch eurytope Arten, d.h. Arten keine spezielle Habitatbindung aufweisen, die hier mit signifikant höheren Abundanzen auftreten. Die Bedeutung

von bewachsenen und unbewachsenen feuchten Uferbereichen mit Schlamm kann durch die Art *Bembidion dentellum* indiziert werden. Ein Trend wird im Falle der Indikatorarten nicht angegeben. Hier ist das Vorkommen oder Fehlen von Schlüsselarten entscheidend.

Zusammenfassende Betrachtung des Bewertungsverfahrens für die Laufkäfer in „Auen kleiner Mittelgebirgsflüsse“

Tabelle 3-9: Bewertungsprotokoll zu Veränderungen der Laufkäfer in Auen kleiner Mittelgebirgsflüsse in Folge von Fließgewässerrenaturierungen; Abkürzung: D = degradiert, R = renaturiert. Tabelle wird auf der nächsten Seite fortgesetzt.

	Ergebnisse		Ziel		Entwicklung		
	D	R	Trend	Zielwert	-	=	+
Schlüsselhabitate							
Positive Schlüsselhabitate							
Uferbänke			↗	> 5%			
Bewachsene Inselbereiche			↗	vorhanden			
Negative Schlüsselhabitate							
Böschungen			↘	< 40%			
Ökologische Bewertung							
Hauptparameter							
Anzahl Arten			↗	> 10			
Anzahl Ufer- und Auenarten			↗	≥ 8			
Zusatzparameter							
Anzahl feuchtigkeitsliebender Arten			↗	> 8			
Anzahl Uferbankspezialisten			↗	> 2			
Anzahl flugfähiger Arten			↗	> 6			
Schlüsselarten							
Positive Schlüsselart							
<i>Bembidion tibiale</i>				Vorkommen			
<i>Bembidion atrocaeruleum</i>							
<i>Dyschirius globosus</i>							
<i>Bembidion tetracolum</i>							
<i>Bembidion decorum</i>							
<i>Bembidion dentellum</i>							
<i>Poecilus versicolor</i>							
<i>Bembidion lampros</i>							
Negative Schlüsselart							
Keine				ohne Vorkommen			

Tabelle 3-9 stellt die wesentlichen Inhalte für das Bewertungsverfahren für die Laufkäfer in „Auen kleiner Mittelgebirgsflüsse“ vor. Anhand der abgeleiteten Kriterien ist es zukünftig möglich, einzelne Maßnahmen anhand der Veränderungen der Auenvegetation zu bewerten. Hierfür werden die ausgewählten Parameter zunächst für den zu bewertenden renaturierten und einen oberhalb gelegenen degradierten Vergleichsabschnitt berechnet und in der Spalte „Ergebnisse“ eingetragen. Durch einen Abgleich der berechneten Werte und der vorgegebenen Zielwerte kann eine Einschätzung der allgemeinen Entwicklungstendenz des renaturierten Abschnitts erfolgen.

3.2.2. Bewertungsverfahren für die Vegetation der „Auen kleiner Mittelgebirgsflüsse“

Modul 1: Schlüsselhabitate

Für die Auenvegetation eignen sich als sogenannte „Schlüsselhabitate“ Gruppen von Vegetationseinheiten, die repräsentativ für bestimmte Artenzusammensetzungen und -qualitäten stehen. Diese Gruppen charakterisieren die Auen hinsichtlich ihrer morphodynamischen sowie hydrologischen Funktionsfähigkeit auf übergeordneter, landschaftlicher Ebene und bilden sich aus den in Tabelle 2-2 gelisteten Vegetationseinheiten. Entscheidend für die Bewertung sind Vorkommen und Fehlen einzelner Gruppen bzw. Vegetationseinheiten innerhalb der jeweiligen Gruppen.

„Auen kleiner Mittelgebirgsflüsse“ sind natürlicherweise maßgeblich durch Auwald geprägt (vgl. Koenzen 2005). In unmittelbarer Gewässernähe bilden sich in z.T. hoch dynamischen Bereichen Ruderaltypen der Auenvegetation aus, die durch Flutrasen ergänzt werden können. In morphologisch weniger dynamischen Zonen können Röhrichte anschließen, bevor landseitig untergeordnete Hochstaudenbereiche folgen.

In Hinblick auf möglichst hohe Artenzahlen als Spiegel standörtlich maximaler Diversität der Auen kleiner Mittelgebirgsflüsse ergibt sich aus den Vegetationsaufnahmen, dass insbesondere weitgehend offene Ruderalstandorte, sowie Schilfgras, Hochstauden und trockenes Grasland besonders gut mit hohen Artenzahlen korrelieren, wohingegen sich Auwald und Neophytenbestände negativ auf diese auswirken. Den Ruderalstandorten kommt aufgrund ihrer Anfälligkeit für Sukzession durch den hohen Anteil konkurrenzschwacher Arten besondere Bedeutung zu. Des Weiteren sind diese Standorte häufig durch Indikatorarten (s. Modul 3) besiedelt, jedoch in ihrer Ausdehnung durch den Anteil neophytenreicher Staudenfluren und des Auwaldes begrenzt.

Anhand einer Regressionsanalyse wurde ermittelt, dass sich hohe Deckungen der Neophytenbestände ($\geq 11\%$) wie ein hoher Auwaldanteil ($\geq 52\%$) negativ auf die Gesamtartenzahl auswirken. Sollte letzterer weitgehend dominieren, so bilden sich höhere Artenzahlen v.a. in Röhrichtbeständen aus ($\geq 5\%$). Unabhängig dessen sind Ruderalstandorte ab Anteilen von 24% besonders wertvoll für die Artendiversität der Aue.

Modul 2: Ökologische Bewertung

Modul 2a: Hauptparameter

Für die quantitativ-zusammenfassende Beschreibung der Vegetation in Auen wurden 3 Hauptparameter ausgewählt. Anhand dieser werden die Änderungen der Parameter in Folge von Renaturierung mit Bezug zur Abundanz bzw. daraus abgeleiteter Parameter bewertet.

- „Anzahl der Vegetationseinheiten“, Tendenz steigend, spiegelt die Diversität und Heterogenität der Aue auf Landschafts-Ebene wider und ist die quantitative Ergänzung zum Modul „Schlüsselhabitate“,
- „Deckungsgrad der Auenvegetation“, Tendenz fallend, ist definiert über den Deckungsgrad aller Arten der Aue, der insbesondere den Anteil offener Flächen früher Sukzessionsstadien widerspiegelt,
- „Anzahl der Arten“, Tendenz steigend, gibt die Änderung der Artenzahlen als Indikator für die Vervielfältigung der Lebensraumbedingungen, die differenziert über Modul 2b erfasst werden, wieder.

Bezüglich der gewählten Hauptparameter der Bewertungsstruktur weist der Auentyp im Durchschnitt 1,5 Vegetationseinheiten mehr als die Vergleichsabschnitte auf, wobei an nur zwei Abschnitten ein Rückgang von einer und zum Teil ein Zugewinn von bis zu vier Vegetationseinheiten beobachtet wurde. Ähnlich verhält es sich mit der Anzahl der Arten, für die der Mittelwert um 30,3 Arten erhöht ist und z.T. bis zu 78 Arten mehr aufgenommen werden konnten. Der Deckungsgrad je Aufnahmefläche ist hierzu im Gegensatz mit -6,0% im Mittel negativ.

Modul 2b: Zusatzparameter

Zur Beschreibung der Funktionsfähigkeit der Aue im Hinblick auf Morphodynamik und Hydrologie basierend auf der jeweiligen Artenzusammensetzung der Auenvegetation wurden 7 Zusatzparameter ausgewählt. Insbesondere in Bezug auf Feuchtigkeits- bzw. Nährstofftoleranz der Artenzusammensetzungen nach Ellenberg sind Mittelwerte weniger zweckmäßig als die Darstellung expliziter Zeiger für Veränderungen der abiotischen Standortqualität.

- Feuchtigkeitssituation
 - „Anteil der Überflutungszeiger“, Tendenz steigend, verweist entsprechend der Zuordnung nach Ellenberg auf die verbesserte Verbindung des Fließgewässers mit seiner Aue und der besseren Möglichkeit der Überflutung und ist mittels hoher Korrelation zum mittleren Feuchtigkeitswert der Aue auch als Zeiger für den gesamten Einfluss des Flusses auf die Aue zu sehen,
 - „Anteil der Arten ohne Feuchtigkeitspräferenz (Indifferente Arten; $F = 0$)“, Tendenz fallend, gibt den Anteil wenig bis nicht anspruchsvoller Arten bezüglich lokaler Feuchtigkeitsverhältnisse in diesbezüglich differenzierteren Standortbedingungen wider,
 - „Anteil trockenoleranter Arten“ ($F \leq 4$), Tendenz stagnierend, zeigt entgegen dem Anteil der Überflutungszeiger Arten mit Toleranz für explizit trockene Standorte, die insbesondere auf Ruderalstandorten zu finden sind und trotz potentiell ansteigender Feuchtigkeitsverhältnisse nicht abnehmen sollten,

- Nährstoffsituation
 - „Anteil der Eutrophierungszeiger“ ($N \geq 7$; $F \leq 6$), Tendenz fallend, zeigt im Gegensatz zu nicht signifikant veränderten Mittelwerten für Ellenberg-N (Stickstoffwerte) die Abnahme der weitgehend von anthropogenen, auenuntypischen Nährstoffeintrag profitierenden Arten im Gegensatz zu erhöhtem Nährstoffeintrag durch verbessertes Überflutungsregime,
- Ökologische Strategietypen
 - „Anzahl ruderaler, störungsresistenter Arten“, Tendenz steigend, spiegelt den Einfluss von Störungen als natürlicher, prägender Bestandteil der Funktionsfähigkeit der Auen wider und wird wegen der Deckungsarmut der Arten als absoluter Wert angegeben,
 - „Anteil konkurrenzstarker Arten“, Tendenz fallend, kennzeichnet die Konkurrenzsituation der Aue, die insbesondere in ungestörten, wenig dynamischen Auen besonders ausgeprägt ist,
- Floristischer Status (negativer Parameter)
 - „Anteil der Neophyten“, Tendenz steigend, gibt als negatives Kriterium Auskunft über den Anteil nicht einheimischer Arten, deren Ausbreitung sich negativ auf die Artendiversität und insbesondere konkurrenzschwache Arten auswirkt.

Die Zusatzparameter zeigen, dass renaturierte Abschnitte des Auentyps durchschnittlich einen um 6%-Punkte erhöhten Anteil an Überflutungszeigern beinhalten, wobei die Variabilität hoch ist (Spannweite 83%-Punkte). Indifferente Feuchtezeiger sind unverändert, wobei auch hier die Abweichungen hoch sein können. Mit geringeren Schwankungen sind ebenso Trockenzeiger im Mittel unverändert, wobei dies jedoch im Zusammenhang mit gestiegenen Anzahlen an Überflutungszeigern zu sehen ist. Eutrophierungszeiger nehmen im Schnitt um 4%-Punkte, z.T. um bis zu 26%-Punkte ab. Der Anteil konkurrenzstarker Arten geht um bis zu 48%-Punkte zurück und liegt durchschnittlich bei -11%-Punkten. Im Gegensatz hierzu nimmt die Anzahl ruderaler, störungsresistenter Arten um 2,4 Arten je Stelle im Mittel zu, wobei keine Aue einen Verlust, z.T. jedoch Zuwächse um bis zu zehn Arten aufweist. Der Anteil der Neophyten an der gesamten Artenzusammensetzung steigt im Mittel ebenso an und beträgt in renaturierten Auen durchschnittlich 10%-Punkte mehr, wobei nur zwei Auen einen Rückgang dieser aufweisen.

Modul 3: Schlüsselarten

Die Ableitung von Schlüsselarten, die repräsentativ für eine bestimmte Qualität der Aue stehen, erfolgte auf Basis der Artzusammensetzungen. Dabei können nicht einheimische Zeigerarten („Neo“) sowie spezifische Zeiger nicht renaturierter Zustände („D“ - degradiert) als negatives Kriterium behandelt werden.

13 Indikatorarten konnten für die renaturierte Auen kleiner Mittelgebirgsflüsse ermittelt werden, von denen zwei Arten als Neophyten und eine als Zeiger degradiertem Abschnitte gekennzeichnet sind und deshalb nicht als positive Schlüsselart, sondern als besondere Belastung zur Beurteilung der Aue verwendet werden. Diese Zeigerarten sind überwiegend konkurrenzstark, zeigen jedoch ein gewisses Potential zur Störungs- bzw. Stressresistenz. Ein Trend wird im Falle der Indikatorarten nicht angegeben. Hier ist das Vorkommen oder Fehlen

von Schlüsselarten entscheidend. Mit Bezug zu den Vegetationseinheiten zeigt sich eine hohe Frequentierung der Indikatorarten für Ruderalstandorte. Die Indikatorarten stehen demnach überwiegend für frühe Sukzessionsstadien und weisen auf erhöhte Dynamik, insbesondere in morphologischer Sicht, hin. Weniger stark, aber dennoch überdurchschnittlich frequentiert sind darauffolgend mäßig trockene Grünländer sowie Schilfbereiche, die eine gehobene Bedeutung für die Auen besitzen. Insbesondere Laubwälder, aber auch nasse Röhrichte haben dahingegen kaum Bedeutung für auentyp-spezifische Arten.

Zusammenfassende Betrachtung des Bewertungsverfahrens für die Vegetation in „Auen kleiner Mittelgebirgsflüsse“

Tabelle 3-10: Bewertungsprotokoll zu Veränderungen der Auenvegetation in Auen kleiner Mittelgebirgsflüsse in Folge von Fließgewässerrenaturierungen; Abkürzung: D = degradiert, R = renaturiert.

	Ergebnisse		Trend	Ziel	Entwicklung
	D	R		Zielwert	
Schlüsselhabitate					
Positive Schlüsselhabitate					
Ruderalstandorte			↗	Deckung > 20%	
Auwald			↗	Deckung < 50%	
Röhrichte und Rieder			↗	Deckung > 5%, wenn Auwald > 50%	
Negative Schlüsselhabitate					
Neophytenbestände			↘	Deckung < 10%	
Ökologische Bewertung					
Hauptparameter					
Anzahl VE			↗	≥ 4	
Deckungsgrad			↘	< 100	
Anzahl Arten			↗	> 70	
Zusatzparameter					
Anteil Überflutungszeiger			↗	> 40%	
Anteil Feuchte-indifferenter Arten			↘	< 15%	
Anteil trockenoleranter Arten			→	> 2%	
Anteil Eutrophierungszeiger			↘	< 20%	
Anzahl Ruderalarten			↗	> 2	
Anteil konkurrenzstarker Arten			↘	< 60%	
Anteil Neophyten (negativ)			↗	≤ Vergleichsabschnitt	
Schlüsselarten					
Positive Schlüsselart					
<i>Agrostis tenuis</i>				Vorkommen	
<i>Barbarea vulgaris</i>					
<i>Epilobium hirsutum</i>					
<i>Erysimum cheiranthoides</i>					
<i>Holcus lanatus</i>					
<i>Lolium perenne</i>					
<i>Myosoton aquaticum</i>					
<i>Polygonum hydropiper</i>					
<i>Rumex obtusifolius</i>					
<i>Tanacetum vulgare</i>					
<i>Veronica beccabunga</i>					
Negative Schlüsselart					
<i>Epilobium adenocaulon</i> (Neo)				ohne Vorkommen	
<i>Impatiens glandulifera</i> (Neo)					
<i>Lysimachia vulgaris</i> (D)					

Tabelle 3-10 stellt die wesentlichen Inhalte für das Bewertungsverfahren für die Auenvegetation in „Auen kleiner Mittelgebirgsflüsse“ vor. Anhand der abgeleiteten Kriterien ist es zukünftig möglich, einzelne Maßnahmen anhand der Veränderungen der Auenvegetation zu bewerten. Hierfür werden die ausgewählten Parameter zunächst für den zu bewertenden renaturierten und einen oberhalb gelegenen degradierten Vergleichsabschnitt berechnet und in der Spalte ‚Ergebnisse‘ eingetragen. Durch einen Abgleich der berechneten Werte und der vorgegebenen Zielwerte kann eine Einschätzung der allgemeinen Entwicklungstendenz des renaturierten Abschnitts erfolgen.

3.3. Wahrnehmung durch Bewohner anliegender Gemeinden

3.3.1. Qualitativ-sozialwissenschaftliche Befragung

Bekanntheit der Renaturierung

Der Mehrzahl der befragten Passanten sind die jeweiligen Renaturierungsprojekte an dem Gewässerabschnitt bekannt. Allerdings gibt es an allen Abschnitten auch Passanten, die von den Maßnahmen nichts wissen und diese auch nicht am Gewässer vor Ort identifizieren können. Wer den Umbau nicht selbst miterlebt und den Gewässerzustand vorher gekannt hat, kann diese im Nachhinein (und mit relativ großem zeitlichem Abstand zur Durchführung der Renaturierung) kaum erkennen. Teilweise sind die renaturierten Gewässerabschnitte auch vom Weg aus schlecht einsehbar, da sie durch eine üppige Vegetation überwachsen sind.

An der Nidda ist ein Teil des Renaturierungsabschnitts seit ein paar Jahren eingezäunt. Die Passanten vermuten, dass damit brütende Vögel und der dort lebende Biber vor freilaufenden Hunden geschützt werden sollen und befürworten diese Maßnahme.

Wie sah es vor der Renaturierung aus?

Vor allem an Nidda und Rodau erinnern sich die meisten Passanten gut, wie es vor der Renaturierung ausgesehen hat: Sie beschreiben den Zustand des Gewässers als eintönig, langweilig, „schnurgerade“, „wie ein Kanal“. Vor der Renaturierung wurde die Vielfalt an Pflanzen und Tieren als geringer, die Fließgeschwindigkeit des Gewässers als wesentlich schneller wahrgenommen als danach. An der Rodau gab es keinen Zugang zum Wasser, dafür viel Gestrüpp. Der Weg war wenig einladend und hatte kaum Aufenthaltsqualität.

Wie sieht es nach der Renaturierung aus?

Das Umfeld der renaturierten Abschnitte wird – mit einem zeitlichen Abstand von circa 10 Jahren seit der Durchführung des Renaturierungsprojekts – überwiegend als abwechslungsreich, harmonisch und schön beschrieben. Es gibt „viel mehr Natur“, die Umgebung wirkt auf die Passanten naturbelassen oder zumindest naturnah und hat ihren ursprünglichen Charakter weitgehend zurückbekommen. Manche beschreiben den Zustand auch als romantisch,

idyllisch bis hin zu verwachsen und „wild“, was durchaus als reizvoll bewertet und positiv gemeint sein kann.

Auch die renaturierten Gewässer selbst gelten als abwechslungsreich und naturnah gestaltet: sie mäandrieren wieder, haben Windungen und Biegungen, teilweise mit Inseln im Wasser, die durch Steine oder Holzstämme gebildet wurden oder auch Kiesel- und Sandbänke. Nebenarme wurden angelegt, die Wasserflächen haben sich offensichtlich verbreitert, wodurch sich die Fließgeschwindigkeit verlangsamt hat. Das Wasser kann sich wieder seine eigenen Wege suchen. Einzelne vermuten, dass sich dadurch mehr Sauerstoff im Wasser befindet. An der Rodau wird der parallel zur Renaturierung neu angelegte Weg positiv erwähnt und als sehr attraktiv für Freizeitnutzer geschildert.

Wer profitiert aus Sicht der Befragten von den Renaturierungsprojekten?

Viele Befragte stellen zwei verschiedene Nutznießer der Renaturierungen heraus: Zum einen Fauna und Flora und das Ökosystem als Ganzes, zum anderen die Menschen der Region als Freizeitnutzer.

Nach Beobachtungen der Passanten siedeln sich wieder mehr Tiere an, wobei vor allem Vögel als Indikatoren für diese Entwicklung genannt werden, da sie gut zu beobachten sind:

- An der Nidda werden z.B. Störche und Graureiher gesehen, vereinzelt aber auch Haubentaucher, Kormorane, Pirol und Wiedehopf, verschiedene Greifvögel und als Wintergast der Silberreiher.
- Am Renaturierungsabschnitt der Gersprenz werden Graureiher und verschiedene Raubvögel gesichtet, von Einzelnen auch Milan sowie Rohr- und Wiesenweihe. Hier hat sich nach Beobachtung etlicher befragter Passanten ein Rückzugs- und Brutgebiet für Vögel etabliert.
- Am Renaturierungsabschnitt der Rodau werden Graureiher, Greifvögel und ganz vereinzelt der Eisvogel beobachtet.

Darüber hinaus haben sich an Nidda und Gersprenz Biber bzw. Bisamratte angesiedelt. An der Gersprenz bezeugen Biberverbisse und gefällte Bäume dessen Existenz.

Eine größere Fischpopulation wird nur von Wenigen beobachtet. Der Renaturierungsabschnitt der Nidda eignet sich nach einzelnen Aussagen wieder als Laichplatz für Fische. Außerdem werden von manchen Befragten Libellen und Käfer genannt, die dort vermehrt zu sehen sind.

Auch die Vegetation hat sich in der Wahrnehmung der Befragten erholt: das oft wuchernde Gestrüpp und Unkraut ist zurückgedrängt worden, um einer größeren Vielfalt an Büschen, Bäumen und Gräsern Platz zu machen. Nach Ansicht eines Passanten an der Rodau „... *ist ein neues Ökosystem*“ entstanden.

Der Nutzen für die Menschen besteht aus Perspektive der Passanten zum einen darin, dass der Aufenthalt in solch einem naturnah gestalteten Gebiet Erholung und Entspannung bietet und damit „*ein Gewinn für alle*“ ist. Gleichzeitig kann er dazu beitragen, den Bezug zur Natur zu verstärken. Durch die Renaturierung ist an Rodau und Gersprenz in den Augen der Befragten ein Naherholungsgebiet mit großer Anziehungskraft entstanden. Der Aufenthalt dort bietet einen hohen Erlebniswert, es wird teilweise zum Ausflugsziel. Vor allem bei Familien

mit Kindern ist der Abschnitt im Sommer beliebt zum Spielen, Planschen und Baden, „*ein Erlebnis Wasser*“; so beliebt, dass sich manche durch die große Zahl an Freizeitnutzern an schönen Tagen gestört fühlen: „*Es ist manchmal einfach zu viel los*“.

Der Renaturierungsabschnitt an der Nidda wird eher als Naturschutzgebiet wahrgenommen, von dem primär Naturfreunde und Tierbeobachter profitieren.

Negative Aspekte der Renaturierung

Insgesamt gibt es nur eine Minderheit von negativen oder zweifelnden Stimmen: Das Ergebnis der Renaturierung wird von den einen als nicht wirklich gelungen kritisiert: Das Gebiet wirkt auf sie nach der Renaturierung nicht naturnah, sondern künstlich angelegt und „ge-wollt“. Sie plädieren dafür, nicht einzugreifen und der Natur freien Lauf zu lassen.

Andere (5 von 32) artikulieren allgemeines Unverständnis dafür oder finden die Maßnahme fragwürdig, auch aufgrund der Kosten. Sie sehen keinen (persönlichen) Nutzen, „das brauche ich nicht“. Einzelnen erschließt sich zwar Zweck und Nutzen einer solchen Renaturierung nicht, sie vertrauen aber darauf, dass es einen geben muss, „... *sonst würde so etwas nicht gemacht*“.

Einige (5 von 32 Befragten) an Nidda und Gersprenz bedauern, dass vom Gewässer durch den dichten Bewuchs kaum etwas zu sehen sei und man so nicht davon profitiere.

Von Einzelnen wird Zweifel am vermuteten Zweck als Hochwasserschutz geäußert (Gersprenz) oder Nachteile für die Landwirtschaft vermutet, da weniger Anbaufläche zur Verfügung stünde. Diesen Befragten drängt sich die Frage auf, ob die Landwirte dafür entschädigt werden.

Wahrnehmung der Kosten

Die Befragten sollen zunächst offen schätzen, was das Renaturierungsprojekt nach ihrem Gefühl gekostet haben könnte. Viele haben gar keine Vorstellung. Bei anderen gehen die Schätzungen stark auseinander, weit von den realen Kosten entfernt, von einigen zehntausend Euro bis zu mehreren Millionen. Etwa ein Viertel schätzt die Kosten deutlich höher ein. Sie sind dann über die tatsächlich verausgabten Summen positiv überrascht.

Die meisten (29 von 32 Befragten) halten die investierten Kosten (Rodau 300.000 €, Nidda 253.000 €, Gersprenz 650.000 €) für gerechtfertigt und für eine sinnvolle Investition: „*Ein Klacks, im Vergleich, was sonst an Geld rausgeschmissen wird*“, „*mehr Lebensqualität, hoher Freizeitwert, man muss nicht alles finanziell bilanzieren!*“

Nur an der Gersprenz wird vereinzelt Kritik an den Kosten laut (3 von 12 Befragten). Die Renaturierung gilt ihnen als zu teuer und scheint für einen unklaren Nutzen nicht gerechtfertigt: „*Es muss erst mal klar werden, was dadurch gewonnen wird*“ und „*es hätte auch so bleiben können*“.

Einer der Kritiker fordert, die Bevölkerung bei der Planung miteinzubeziehen und mitentscheiden zu lassen.

Was hat die Renaturierung bewirkt?

28 von 32 Befragten bewerten die Renaturierung als sinnvoll und richtig. Es wird vor allem der beiderseitige Nutzen für Mensch und Natur thematisiert: „*Umweltschutz tut Mensch und Ökologie gut*“. Naherholung und Ökologie profitieren gleichermaßen, „*ein Gewinn für alle*“. Auch wenn der Nutzen nicht objektiv benannt und quantifiziert werden kann, ist für die Befragten mit solch einer Maßnahme offensichtlich ein Stück Ausgleich für Naturzerstörung gelungen: „*Man sollte mehr solcher Werte schaffen!*“. Gleichzeitig stellt solch eine Renaturierung auch ein Gegengewicht zur Versiegelung der Landschaft durch Bebauung: „*Es wird ja sonst alles zugebaut*“.

Neben dem gestiegenen Erholungswert des Gebietes für den Menschen wird ein verbesserter Hochwasserschutz vermutet, durch den es zu weniger Überschwemmungen kommt (dies ist auch geschuldet dem zur Befragung zeitnahen Ereignis des Hochwassers in Deutschland im Juni 2013). Eine solche Renaturierung gilt manchen auch als naturnahe Gegenbewegung zur Erstellung von „künstlichen“ Freizeiteinrichtungen wie Freizeitparks oder Spaßbädern, „*gut angelegt im Vergleich zu Ausgaben wie Montimare, das können alle nutzen*“ (Anm.: Freizeitbad in Obertshausen).

Die größeren Entfaltungsmöglichkeiten für die Natur und dadurch die Verbesserung der Biodiversität werden von Manchen gewürdigt.

Durch die gestiegene Attraktivität wird das Gebiet aufgewertet. Einzelne Befragte sehen darin sogar zukunftsweisende Maßnahmen bis hin zu einem Beitrag für die Generationengerechtigkeit, „*mehr Natur für die Kinder und Enkel*“.

Befürwortung von Renaturierungsprojekten in der Zukunft

Zukünftige Renaturierungen von weiteren Gewässern in Deutschland werden größtenteils befürwortet (29 von 32 Befragten). Sie gelten als Ausgleichsleistungen für den Raubbau an der Natur, z.B. durch Versiegelung der Landschaft: „*Es wird so viel Schindluder mit der Natur betrieben*“ und „*mehr solche Werte schaffen und Ökologie und Freizeitwert verbinden*“. Auch von den Kosten her gelten Renaturierungsprojekte weitgehend als akzeptabel und als „*gut angelegtes Geld, das auch Arbeitsplätze schafft*“. Einzelne vermuten, dass die Region auch ökonomisch davon profitieren kann, indem sie als Urlaubs- oder Ausflugsziel attraktiver wird (z.B. Radweg Gersprenz & Nidda).

Nur eine kleine Minderheit der Befragten sieht keinen persönlichen oder allgemeinen Nutzen.

3.3.2. Standardisierte Befragung

Vertrautheit mit dem renaturierten Gewässerabschnitt

85 Prozent der Befragten wussten, dass es sich bei dem Abschnitt um einen renaturierten Gewässerabschnitt handelt.

Über 80 Prozent der Befragten kommen bereits seit über 10 Jahren an den jeweiligen Gewässerabschnitt, der große Teil davon schon seit über 20 Jahren (Abbildung 3-8). Sie haben

die Veränderungen im Laufe der Jahre weitgehend mitverfolgt und miterlebt. Knapp 20 Prozent der Befragten kommt seit weniger als 10 Jahren an das Gewässer. Sie kennen deshalb den Gewässerabschnitt vor der Renaturierung nicht, sondern können in den weiteren Fragen nur darauf antworten, wie sie den renaturierten Abschnitt im Vergleich zu nicht-renaturierten Teilen des Gewässers wahrnehmen.

„Seit wie vielen Jahren kommen Sie dort schon vorbei?“

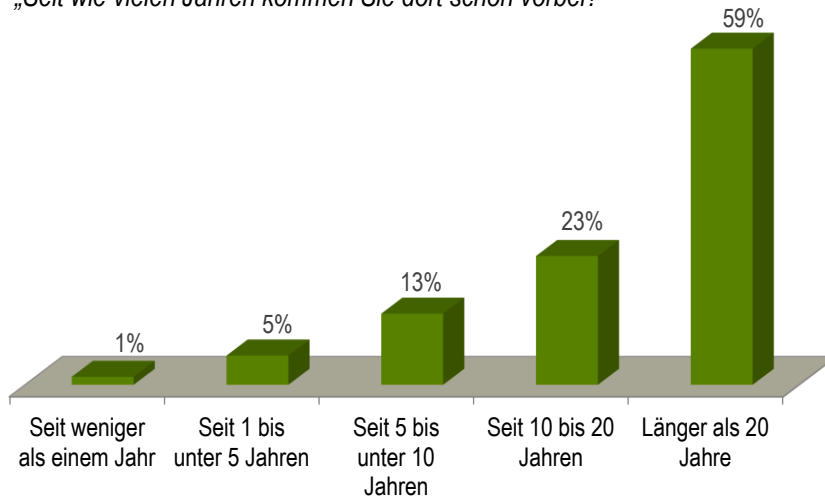


Abbildung 3-8: Nutzung des jeweiligen Gewässerabschnitts nach Jahren (n=760).

Knapp die Hälfte der Befragten kommt ein oder mehrmals pro Woche an diesem Gewässerabschnitt vorbei (Abbildung 3-9). Sie sind demnach gut damit vertraut. Nur 6 Prozent kommen ganz selten daran vorbei.

„Wie häufig kommen Sie dort vorbei?“

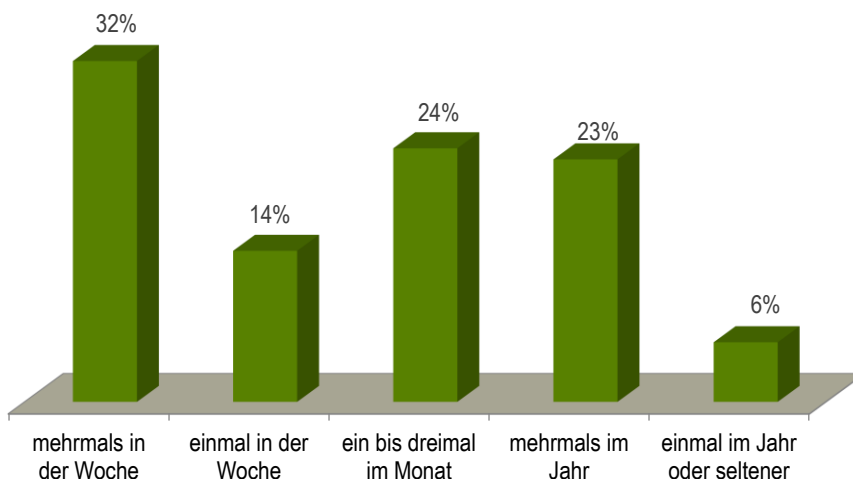


Abbildung 3-9: Häufigkeit des Aufenthalts am jeweiligen Renaturierungsabschnitt (n=760).

Im Vordergrund des Aufenthalts am renaturierten Abschnitt steht bei weit über 80 Prozent das Naturerlebnis und der Landschaftsgenuss (Abbildung 3-10): draußen in der Natur sein, Beobachtungen in der Natur machen, sich entspannen und

ausruhen. Die meisten Passanten gehen dort spazieren oder kommen mit dem Fahrrad vorbei. Etwa ein Drittel joggt dort regelmäßig, ein Viertel führt den Hund spazieren. Auch zum Picknicken oder Baden und im Wasser planschen werden die Gewässerabschnitte im Sommer genutzt. 30 Prozent geben an, mit Kind/ern dort zu spielen. Angler sind mit 3 Prozent vertreten.

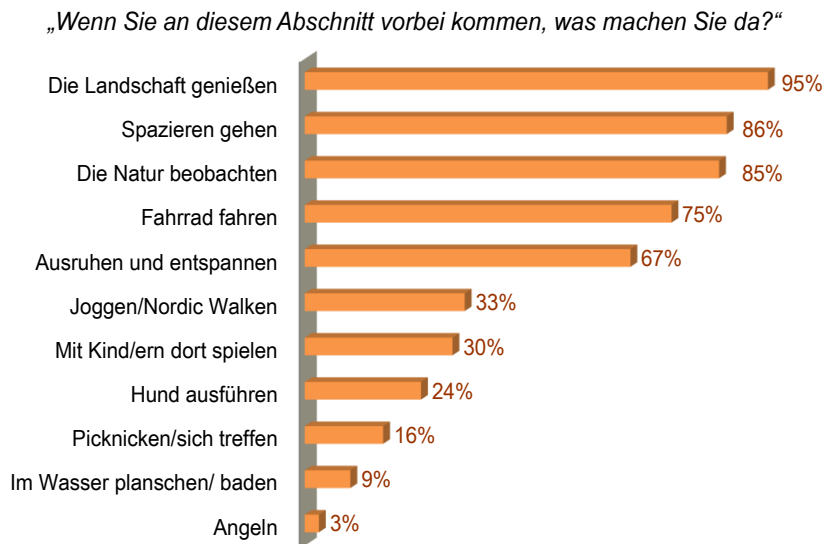


Abbildung 3-10: Aktivitäten am jeweiligen Renaturierungsabschnitt (Mehrfachnennungen, n=760).

Beschreibung und Wahrnehmung des Renaturierungsabschnitts

Der jeweilige Renaturierungsabschnitt wird von der großen Mehrheit positiv wahrgenommen (Abbildung 3-11): über 80 Prozent beschreiben ihn als naturnah und schön. Mehr als 70 Prozent empfinden ihn als lebendig, idyllisch und interessant, zwei Drittel als vielfältig und abwechslungsreich. Nur etwa 10 Prozent empfinden den jeweiligen Abschnitt als monoton oder langweilig, etwa ein Drittel als verwildert.

„Wie würden Sie diesen renaturierten Teil des Gewässers x beschreiben?“

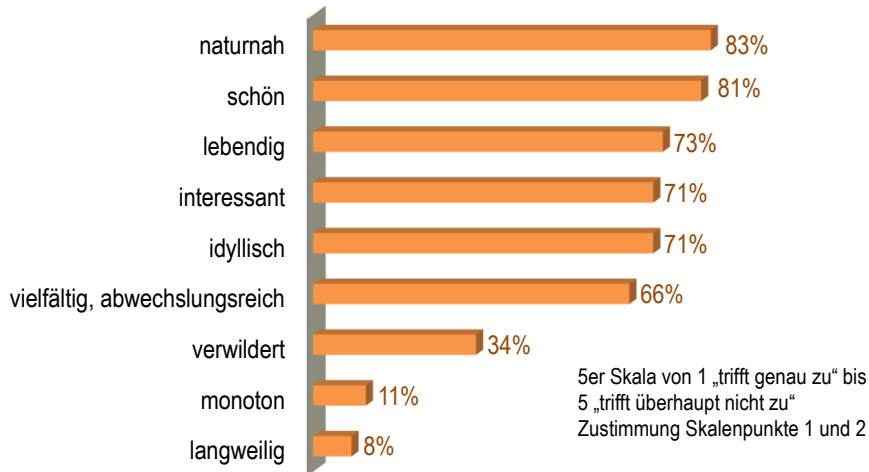


Abbildung 3-11: Charakterisierung des jeweiligen Renaturierungsabschnitts (n=760).

Nutzen für Mensch und Natur

Durch die Renaturierung hat sich nach Auffassung der Befragten der Nutzen sowohl für den Menschen als auch für die Natur wesentlich verbessert (Abbildung 3-12): für die Menschen hat das Gebiet sehr an Attraktivität gewonnen. Das Landschaftsbild hat sich verschönert, die Aufenthaltsqualität hat sich verbessert, man ist der Natur näher und kann sich gut erholen. Knapp 80 Prozent geben an, dass es mehr Spaß macht, sich dort aufzuhalten. Fast 60 Prozent nehmen an, dass sich der Hochwasserschutz verbessert hat.

Insgesamt gilt für drei Viertel der Befragten, dass die Verbindung von Naherholung und Ökologie gut gelungen ist.

„Bitte denken Sie nun daran, wie es vor der Renaturierung ausgesehen hat.
Was hat sich in Ihrer Wahrnehmung durch diese Renaturierung verändert?“

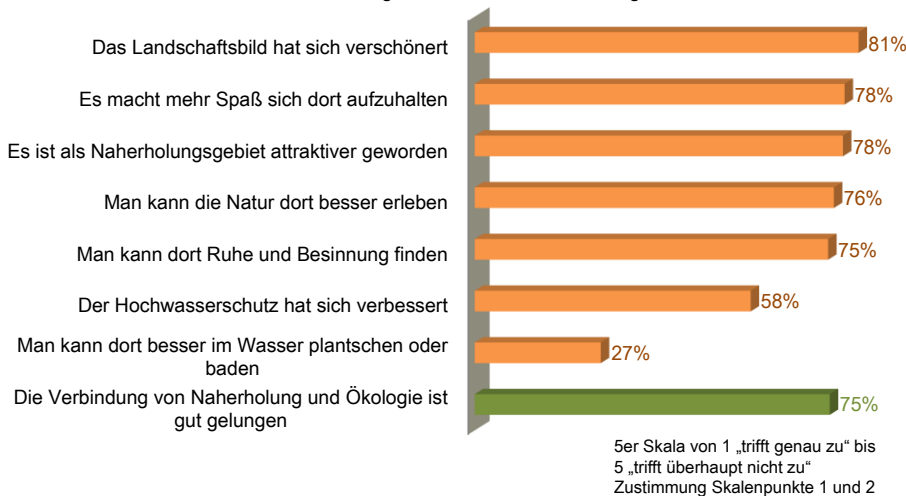


Abbildung 3-12: Alle, die den Abschnitt schon vorher gekannt haben: Veränderungen durch die Renaturierung – Nutzen für den Menschen (n=573).

Sowohl Flora und Fauna, als auch die Gewässerstruktur selbst, haben sich in der Wahrnehmung der Befragten überwiegend positiv entwickelt, der wiederhergestellte naturnahe Zustand macht sich an vielerlei Aspekten bemerkbar (Abbildung 3-13). Die Fluss- und Uferlandschaft ist nach Beobachtung der Nutzer vielfältiger und abwechslungsreicher geworden. Die Artenvielfalt von Flora und Fauna hat sich verbessert. Zwei Drittel geben an, mehr Tiere, insbesondere Vögel, beobachten zu können.

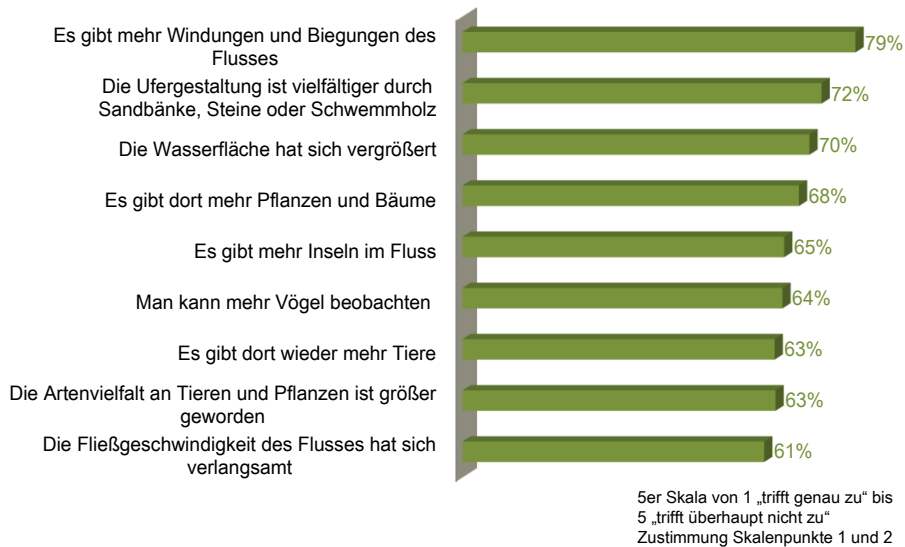


Abbildung 3-13: Alle, die den Abschnitt schon vorher gekannt haben: Veränderungen durch die Renaturierung – Nutzen für die Natur (n=573).

Kenner des renaturierten Gewässerabschnitts, die die Veränderungen miterlebt haben, schätzen den Nutzen gegenüber den Nichtkennern des Zustandes vor der Renaturierung für den Menschen in allen Aspekten etwas höher ein (Abbildung 3-14). Insbesondere der verbesserte Hochwasserschutz wird von wesentlich mehr Kennern angenommen.

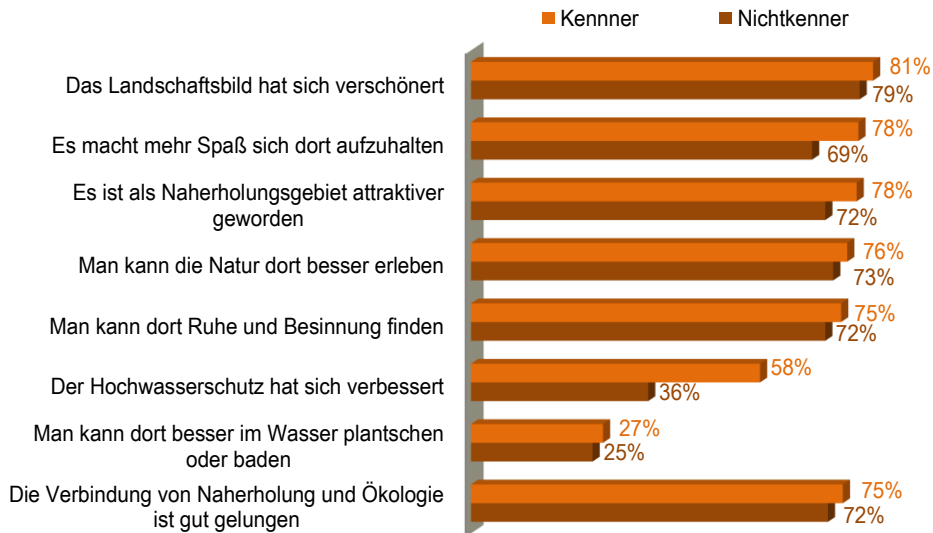


Abbildung 3-14: Vergleich Kenner (n=573) und Nichtkenner (n=187) der Renaturierung: Veränderungen durch die Renaturierung – Nutzen für den Menschen.

Der Nutzen für die Natur wird von Kennern gegenüber Nichtkennern noch höher eingeschätzt als der Nutzen für den Menschen (Abbildung 3-15). Teilweise bestehen Abweichungen von über 20 Prozent. Offensichtlich wird die Verbesserung des Gewässers, die sich durch unterschiedlichste Gestaltungsmaßnahmen und Diversifizierungen bemerkbar macht, intensiv verfolgt und dementsprechend honoriert.

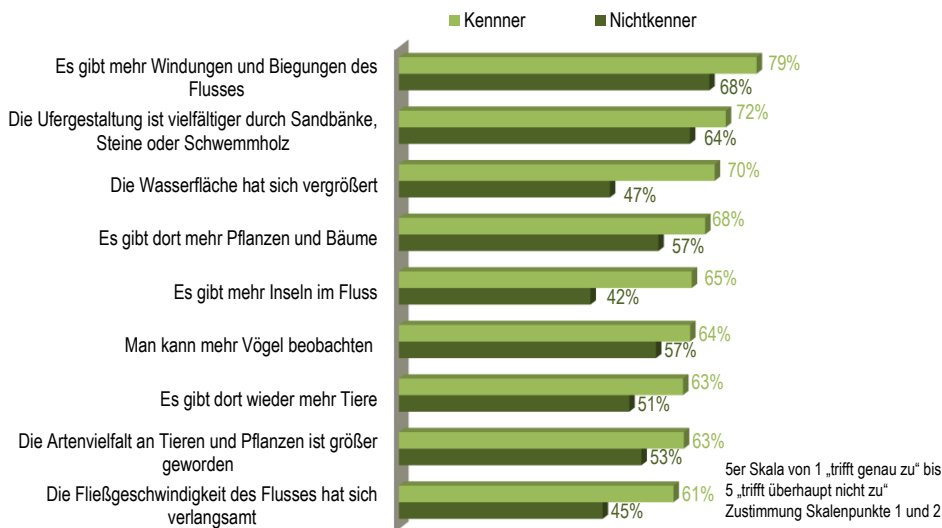


Abbildung 3-15: Vergleich Kenner (n=573) und Nichtkenner (n=187) der Renaturierung: Veränderungen durch die Renaturierung – Nutzen für die Natur.

Die meisten Befragten geben an, am Renaturierungsabschnitt Tiere beobachtet zu haben; um die 80 Prozent haben dort Vögel und Insekten wie Libellen gesichtet, über die Hälfte auch Fische und Amphibien (Abbildung 3-16). Ein Drittel sagt aus,

Spuren von Biber oder Bisamratte gesehen zu haben, dies differiert jedoch stark zwischen den verschiedenen Renaturierungsabschnitten.

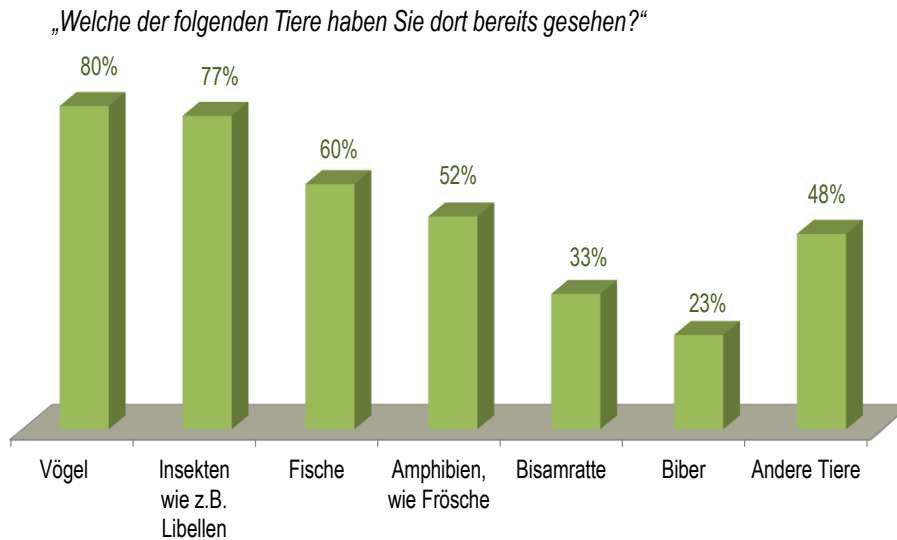


Abbildung 3-16: Tierbeobachtungen am Renaturierungsabschnitt (n=701).

Nahezu alle Befragten sind davon überzeugt, dass das Ökosystem als Ganzes, insbesondere Tiere und Pflanzen von der Renaturierung profitieren (Abbildung 3-17); aus Sicht von 90 Prozent sind es auch die Menschen, die sich dort aufhalten. Demnach ist es für alle Betroffenen eine Win-Win-Situation. Einen Nutzen für den Tourismus sehen knapp 60 Prozent. Fast die Hälfte glaubt allerdings nicht, dass auch die angrenzende Landwirtschaft davon profitiert.

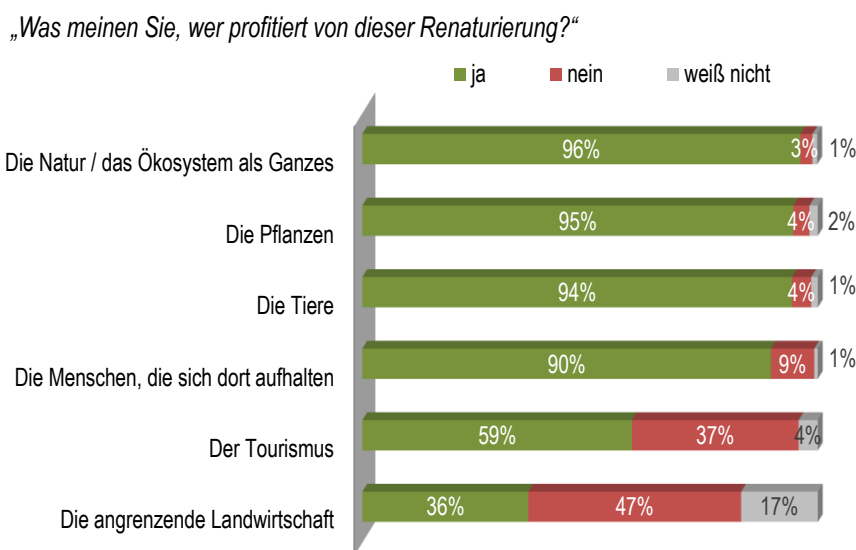


Abbildung 3-17: Profiteure der Renaturierungen (n=760).

Negative Auswirkungen und Kosten

Nur von einer kleinen Minderheit um die 10 bis 15 Prozent werden negative Auswirkungen der Renaturierung artikuliert (Abbildung 3-18): etwa ein Sechstel stört sich daran, dass der Gewässerabschnitt nicht mehr so gut zugänglich ist. Auf gut 10 Prozent wirkt der Abschnitt nach der Renaturierung eher künstlich angelegt und nicht attraktiver als davor. Genauso viele können entweder nicht nachvollziehen, wozu die Renaturierung gut gewesen sein soll oder empfinden sie als überflüssig und zu teuer.

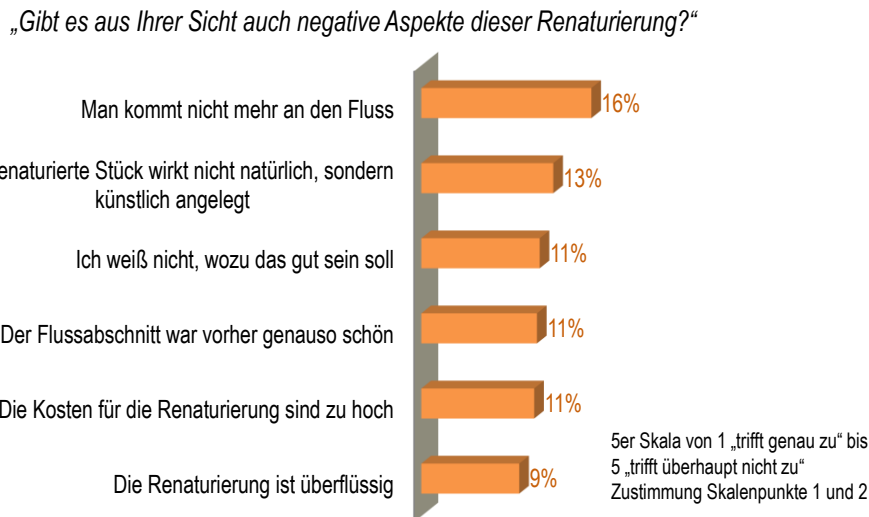


Abbildung 3-18: Wahrgenommene negative Auswirkungen der Renaturierungen (n=760).

Der allgemeinen Aussage „die Kosten für die Renaturierung sind zu hoch“ stimmen 11 Prozent zu. Abbildung 3-19 zeigt die Ausdifferenzierung dieses Statements nach den verschiedenen Renaturierungen in den 10 Gemeinden. Hier zeigen sich beachtliche Unterschiede: zwischen 4 Prozent für den Renaturierungsabschnitt der Schwalm und der Rur bei Jülich und 23 Prozent an der Eder bei Hatzfeld.

„Die Kosten für die Renaturierung sind zu hoch.“

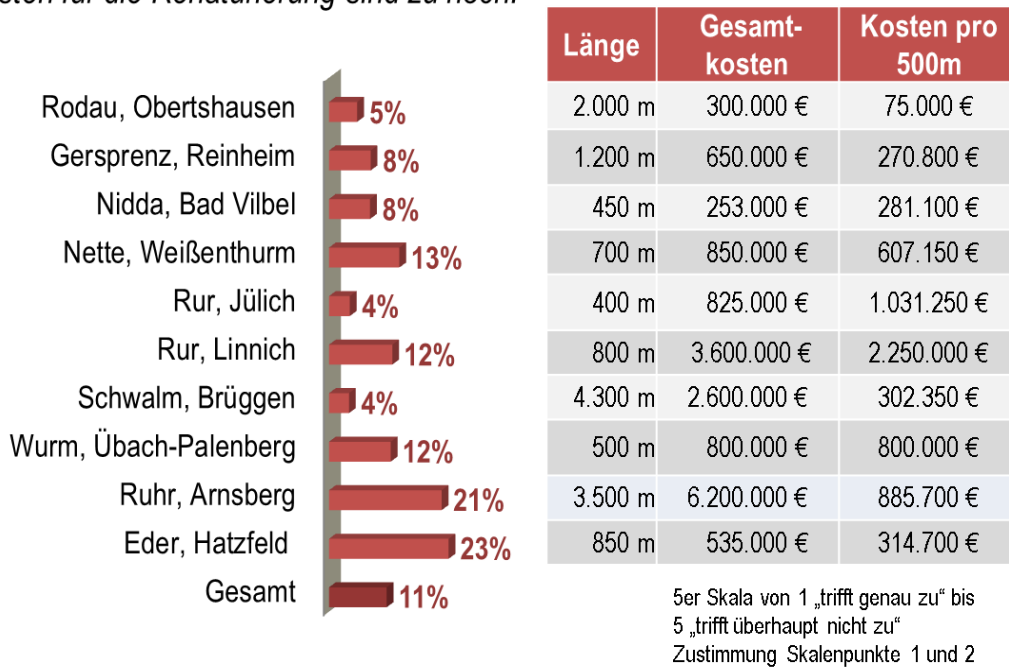


Abbildung 3-19: Differenzierung der Kostenaussage nach Gemeinden.

Den Befragten in den verschiedenen Gemeinden werden schließlich die genauen jeweiligen Kosten – bezogen auf die Länge des Renaturierungsabschnitts – genannt (Abbildung 3-20). Etwas über die Hälfte der Befragten halten diese Kosten für gerechtfertigt (Skalenpunkte 1 und 2 auf einer 5er Skala). Ein knappes Fünftel hält sie für eher nicht gerechtfertigt. Ein Viertel wählt den mittleren Skalenpunkt und ist damit ambivalent oder will die Kosten nicht werten.

„Die Renaturierungskosten für diesen x m langen Abschnitt hier an der y belaufen sich auf etwa z Euro. Für wie gerechtfertigt halten Sie diese Kosten?“

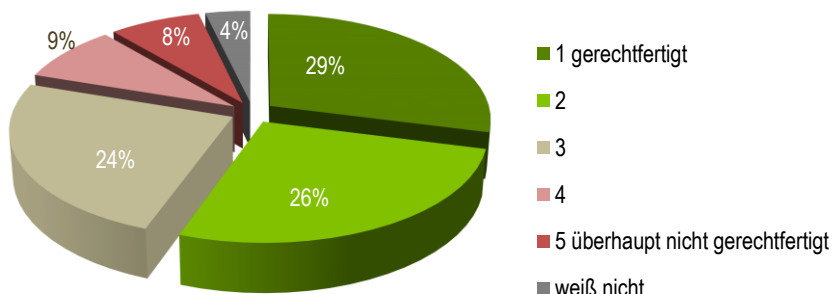


Abbildung 3-20: Wahrnehmung der Kosten für die jeweilige Renaturierung (n=760).

Auch bei dieser differenzierten Kostenbeurteilung differieren die Aussagen stark je nach Gemeinde und Renaturierungsabschnitt (Abbildung 3-21): Während z.B. für Nidda und Rodau die Akzeptanz der Kosten bei etwa drei Viertel liegen, liegt sie für

die Eder bei Hatzfeld nur bei 36 Prozent. Was die dahinterliegenden spezifischen Ursachen und Motive für diese geringe Kostenakzeptanz sind, kann nur durch eine genauere Analyse der spezifischen Gegebenheiten vor Ort interpretiert werden.

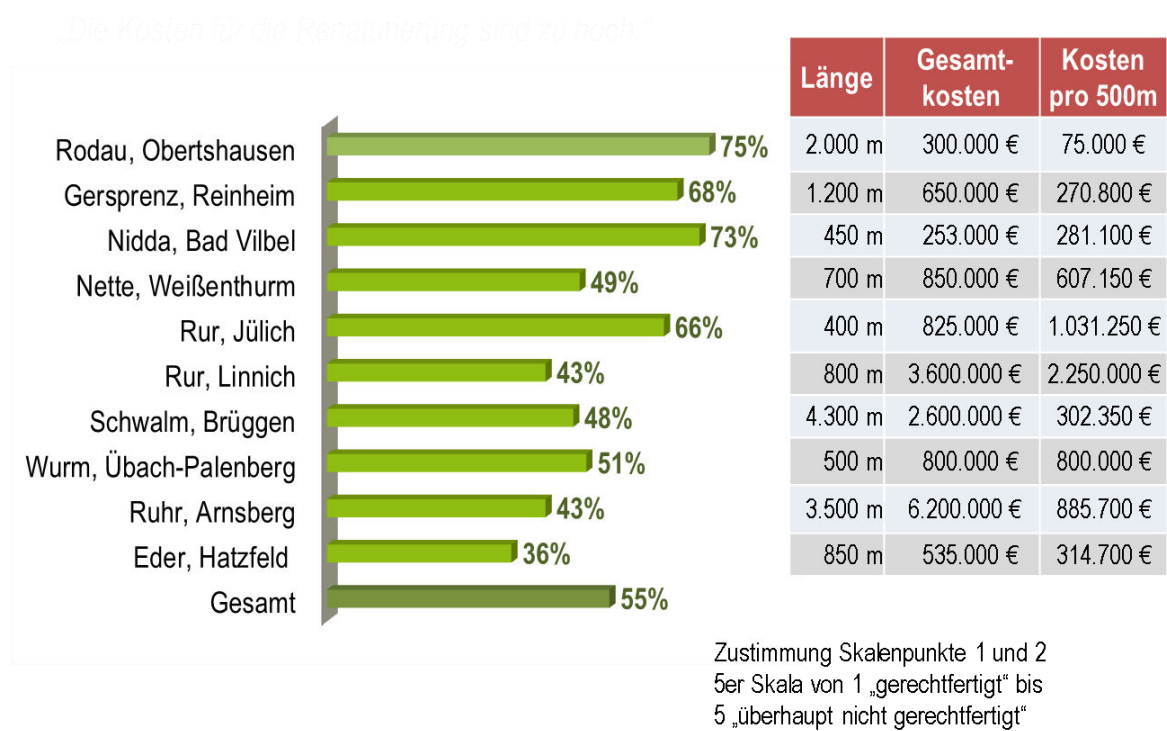


Abbildung 3-21: Wahrnehmung der Kosten für die jeweilige Renaturierung – Differenzierung nach Gemeinden.

Gesamtbeurteilung der Renaturierung durch die Befragten

Die Gesamtbeurteilung der Renaturierung fällt überaus positiv aus: Über 80 Prozent halten sie für sinnvoll (Abbildung 3-22, Skalenpunkte 1 und 2 auf einer 5er Skala). Nur 6 Prozent beurteilen die Maßnahme eher kritisch und halten sie für eher nicht oder überhaupt nicht sinnvoll. Demnach genießen solche Renaturierungsprojekte eine sehr große Unterstützung in der Bevölkerung.

„Alles in allem, für wie sinnvoll halten Sie diese Renaturierung?“

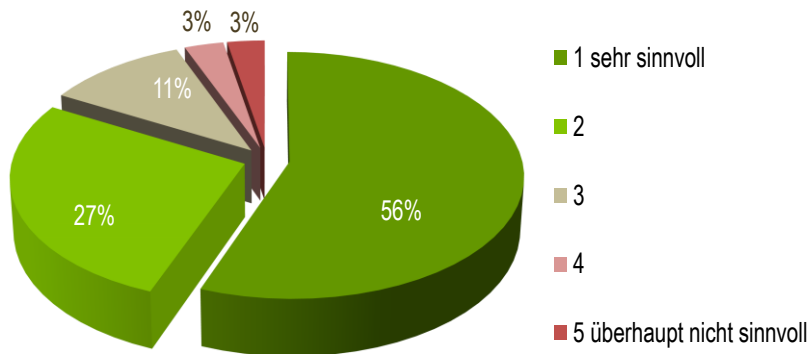


Abbildung 3-22: Gesamtbeurteilung des jeweiligen Renaturierungsprojekts (n=760).

Auch eine verallgemeinernde Frage hinsichtlich der Akzeptanz und Attraktivität von weiteren Renaturierungsprojekten an Gewässern in Deutschland wurde vor der Annahme von Kosten in Höhe von durchschnittlich 200.000 Euro pro 500 m gestellt (Abbildung 3-23).

Knapp 70 Prozent der Befragten halten weitere Renaturierungsprojekte in Deutschland für sinnvoll. Nur 6 Prozent lehnen sie tendenziell ab.

„Renaturierungsmaßnahmen an Gewässern sollen sowohl der Natur als auch den Menschen nutzen. Sie verursachen aber auch Kosten, im Schnitt ca. 200.000 Euro pro 500 m. Vor diesem Hintergrund würden wir von Ihnen gerne wissen, wie sinnvoll Sie es finden, weitere Renaturierungen an anderen Gewässern in Deutschland durchzuführen?“

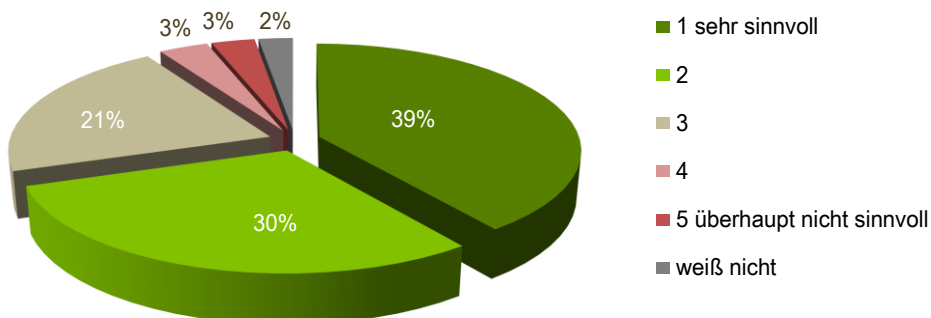


Abbildung 3-23: Akzeptanz von weiteren Renaturierungsprojekten in Deutschland (n=760).

4. Diskussion

4.1. Bedeutung der Zeit für den Erfolg von Renaturierungsprojekten

Bisherige Studien zu Fließgewässer-Renaturierungen zeigen, dass in den meisten Fällen deutliche Verbesserungen in der Hydromorphologie erzielt werden konnten (Palmer et al. 2010, Violin et al. 2011; Stranko et al., 2012, Haase et al. 2013). Auch im Rahmen dieser Studie konnten, basierend auf 58 Renaturierungsprojekten, für wichtige hydromorphologische Parameter signifikant positive Effekte nachgewiesen werden. Zudem konnte gezeigt werden, dass Fließgewässer-Renaturierungen sich auch positiv auf die Auenmorphologie auswirken.

Die zuvor genannten Studien konnten jedoch nur selten positive Effekte auf die aquatische Flora und Fauna feststellen. Unter den Gründen, die derzeit für den bislang weitgehend ausgebliebenen Erfolg im Hinblick auf Flora und Fauna diskutiert werden, wird auch ein unzureichendes Alter der Renaturierungen aufgeführt, da sich viele Studien auf Projekte von weniger als 10 Jahre beschränkt haben. Die Hypothese stand also im Raum, dass eine positive Reaktion bislang nur deshalb nicht beobachtet werden konnte, weil sich positive Effekte auf die Fauna und Flora möglicherweise erst nach 10 Jahren einstellen. Die Klärung dieser Hypothese war ein wesentliches Ziel der hier vorliegenden Studie.

Vor dem Hintergrund dieser Hypothese ließ sich im Rahmen dieser Studie für keinen untersuchten Metrik der EG-Wasserrahmenrichtlinien-relevanten Organismengruppen (Makrozoobenthos, Fische und Makrophyten) ein signifikant positiver Trend über Zeiträume von einem bis ca. 25 Jahre nach Abschluss der Renaturierungsmaßnahmen nachweisen. Daraus ergibt sich, dass in den untersuchten Zeiträumen, die Zeit nicht der allein limitierende Faktor ist. Vielmehr ist wahrscheinlich, dass andere Faktoren, wie etwa eine verbliebende Gewässerverschmutzung oder nicht ausreichend vorhandene Wiederbesiedlungsquellen in der näheren Umgebung des Renaturierungsprojekts entscheidend die Biozönosen beeinflussen. Auch die Größe (Länge) einer Renaturierung und insbesondere die Situation im gesamten Einzugsgebiet (z.B. Landnutzungsintensität) sind wahrscheinlich entscheidendere Faktoren für die Wiederbesiedlung renaturierter Fließgewässerstrecken.

Ein ähnliches Bild ergibt sich für die beiden Auenorganismengruppen Laufkäfer und Auenvegetation. Auch hier konnten keine signifikanten Korrelationen der untersuchten Metriks mit dem Alter der Renaturierungsprojekte nachgewiesen werden.

4.2. Möglichkeiten und Grenzen des Bewertungstools für Auenrenaturierungen

Die Methodik zur Bewertung von Renaturierungen anhand der Auenvegetation und der Laufkäfer ermöglicht, mittels einer begrenzten Anzahl von Parametern Renaturierungseffekte auf angrenzende Auenbereiche zu identifizieren. Neben quantitativen Aussagen erlauben insbesondere Veränderungen der Artenvorkommen mit spezifischen Zeigerfunktionen Rückschlüsse auf die hydromorphologische Funktionsfähigkeit des neugeschaffenen Auenabschnittes. Dies gilt sowohl für abiotische Standortbedingungen, als auch für das daraus re-

sultierende natürliche Störungsregime. Anspruch des Bewertungsansatzes ist es jedoch nicht, die Funktion eines detaillierten Monitorings zu erfüllen.

Die weitverbreiteten Auen kleiner Mittelgebirgsflüsse können auf diese Weise effizient in überblicksweiser Form hinsichtlich der Verbesserung der Standortqualität untersucht und bewertet werden. Der Umfang der verfügbaren Daten ermöglicht es jedoch derzeit nicht, konkrete Zielwerte und Schlüsselemente für andere Auentypen abzuleiten.

Des Weiteren beruhen die ermittelten Zielparameter und -werte auf Erkenntnissen der Auswertung von Veränderungen der Auenvegetation und der Laufkäfer, jedoch nicht auf Aussagen zur Abweichung vom jeweiligen Referenzzustand. Die Aufgabe des Bewertungssystems kann es demnach in Abwesenheit Auentyp-spezifischer biozönotischer Leitbilder nicht sein, den Grad der Naturnähe zu bestimmen, sondern lediglich Tendenzen aufzuzeigen. Diese sind im Einzelfall hinsichtlich der Zeigerfunktion für lokale Standorteigenschaften zu bewerten, wobei vorgegebene Trendangaben die Interpretation unterstützen.

Ferner ist zu berücksichtigen, dass eine derartige Bewertung in erster Linie eine Momentaufnahme der Vegetations- und Laufkäferzusammensetzung darstellt. Die Auswertungen führten für diesen Zustand jedoch maßgeblich die initiale, baubedingte Störung als Ursache an. Es ist demnach nur begrenzt möglich, auf Basis der Vegetations- und Laufkäferzusammensetzung bereits Rückschlüsse auf das bisherige und zukünftige Entwicklungspotenzial der Aue zu ziehen, da der Grad der Veränderungen maßgeblich durch den Stärke des Eingriffs bestimmt wird. Der Faktor Zeit wirkt dabei nur indirekt und zeigt keine generelle Tendenz; Habitatveränderungen über die Zeit finden sich in sehr unterschiedlichen Ausprägungen. Diese spiegeln zum Teil jedoch insbesondere Sukzessions-Prozesse als Zeichen der Störungsanfälligkeit der Aue, und demnach der Nachhaltigkeit der Veränderungen, wider. Letztere kennzeichnen dabei den langfristigen Erfolg des Projektes, der hier durch die hohe Prägung der initialen Störung nur bedingt zu ermitteln ist. Dies ist insbesondere für junge Projekte festzustellen.

Die Bewertung der im Wesentlichen durch Dynamik geprägten Auenvegetation und Laufkäfergemeinschaften anhand einer Momentaufnahme liefert wertvolle Hinweise für das (morphologische) Standortpotenzial. Jedoch erfordern sowohl die morphologischen Einwirkungen über die Zeit, als auch der davon abhängige Entwicklungsstand, mehrjährige Kontrolldurchgänge, die im Hinblick auf Aussagen zur Nachhaltigkeit der Veränderungen der Auenvegetation und Laufkäferzönosen einschließlich der damit einhergehenden Zeigerfunktionen unbedingt zu empfehlen sind.

4.3. Gesellschaftliche Wahrnehmung und Bewertung

Insgesamt zeigt die Untersuchung, dass die Einstellungen gegenüber Fließgewässer-Renaturierungen von großer Akzeptanz und Befürwortung geprägt sind.

Die Ergebnisse der qualitativen Befragung zeigen, dass Renaturierungsprojekte von den meisten Befragten begrüßt, und als sinnvoll empfunden werden. Aus Sicht der Befragten profitieren alle Seiten: sowohl die Ökologie, als auch gesellschaftliche Aspekte, und vor allem die Naherholung. Das Landschaftsbild wird wieder naturnaher, das Gewässer abwechs-

lungsreicher, Flora und Fauna – insbesondere die Vogelwelt – regenerieren sich und der Hochwasserschutz verbessert sich. Auch zukünftige Renaturierungsvorhaben werden befürwortet, als Gewinn für die Naherholung und als Ausgleich für Schäden am Naturhaushalt, die durch die Gesellschaft verursacht werden. Die Kosten dafür werden weitgehend als sinnvolle Investition in die Zukunft akzeptiert.

Ein Defizit scheint die mangelnde Kommunikation und Information über die Renaturierungsmaßnahmen vor Ort zu sein. Eine Renaturierungsmaßnahme ist bereits nach wenigen Jahren für Passanten oder Ortsfremde nicht mehr erkennbar und der Nutzen somit nicht mehr unmittelbar nachvollziehbar. Hier könnten Hinweistafeln über die Entwicklung der Maßnahmen direkt vor Ort oder Führungen wichtige Aufklärung bieten. Aus der qualitativen Teilstudie kann geschlossen werden, dass dies vereinzelt auch erfolgt, teilweise aber nur für ausgewählte Zielgruppen (z.B. Schulkinder).

Auch eine stärkere Information und Partizipation der interessierten Bürger der anliegenden Gemeinden bereits am Planungsprozess der Renaturierung könnte die Akzeptanz von Renaturierungen weiter stärken und die Identifikation mit der Renaturierung fördern.

Auch die standardisierte Befragung zeigt, dass die Einstellungen gegenüber Renaturierungsprojekten an Gewässern eine große Akzeptanz und Befürwortung aufweisen. Über 90 Prozent der Befragten sind davon überzeugt, dass das Ökosystem als Ganzes profitiert. Renaturierungen gelten damit als Win-Win-Situation für Mensch und Natur und stellen für viele Befragte ein zeitgemäßes Verständnis von Naturschutz dar.

Als gesellschaftlicher Nutzen wird vor allem die größere Attraktivität als (Nah-) Erholungsraum und damit die Aufenthaltsqualität gesehen. Vielfach wird auch von einem Mehrwert für den Tourismus ausgegangen. Diese Wertung ist als Stärkung des Regionaltourismus zu interpretieren. Erwartet werden in diesem Kontext gut verteilte und gestaltete Zugangspunkte zum Gewässer, z.B. zum Planschen mit Kindern oder als Badeplatz für Hunde. Eingefriedete Bereiche des Gewässerraumes zum Schutz der Fauna (für Biber, Vogelbrut- oder Amphibienschutzgebiete) werden dann auch akzeptiert.

Die Kosten für Renaturierungsmaßnahmen können in der Regel von den Befragten nur sehr schwer eingeschätzt werden. Nach Information über die Kosten für eine konkrete Maßnahme an einem Gewässerabschnitt gelten diese aber überwiegend als gerechtfertigt. Die Ergebnisse der Befragung legen jedoch nahe, dass je nach lokalem Kontext unterschiedliche Meinungen herrschen. Um dies weitergehend interpretieren zu können, müsste eine Analyse der „Renaturierungsgeschichte“ vorliegen. Zukünftigen Renaturierungen von Gewässern in Deutschland steht eine große Mehrheit, auch vor dem Hintergrund der anfallenden Kosten, positiv gegenüber.

5. Zusammenfassung

Im Rahmen dieser Studie wurden Daten zu insgesamt 58 Fließgewässer-Renaturierungsprojekten erhoben bzw. zusammengetragen und ausgewertet. Der Datensatz ist in Größe und Konsistenz einmalig, da er auf einheitlichen Methoden basiert. Es standen drei Fragen im Vordergrund: 1) Welche Zeiträume sind für eine Reaktion der Lebensgemeinschaften von Gewässer und Aue (Makrozoobenthos, Fischen, Makrophyten, Laufkäfern, Auenvegetation) notwendig? 2) Lassen sich die Auswirkungen von Renaturierungen auf Lebensgemeinschaften der Aue bewerten? 3) Wie werden Renaturierungen des Gewässers und der Aue von der Gesellschaft wahrgenommen?

Es konnte gezeigt werden, dass die Renaturierungen bei allen untersuchten hydro- und auenmorphologischen Parametern signifikant positive Effekte hervorrufen und entsprechend als erfolgreich einzustufen sind. Im Hinblick auf die Lebensgemeinschaften von Gewässer und Aue konnten über Zeiträume von einem bis ca. 25 Jahren keine signifikant positiven Effekte durch die Renaturierungen nachgewiesen werden. Zeitunabhängig konnte lediglich für einzelne Parameter im paarweisen Vergleich von renaturiertem Abschnitt und Vergleichsabschnitt eine Verbesserung nachgewiesen werden (z.B. höhere Fischartenzahl), im Hinblick auf die biozönotische Gesamtbewertung war jedoch auch hier kein positiver Effekt erkennbar. D.h., weitere Faktoren wie beispielsweise fehlende Wiederbesiedlungsquellen oder großräumige Degradierung im Einzugsgebiet beeinflussen nach wie vor die Lebensgemeinschaften in renaturierten Abschnitten.

Für die Auen kleiner Mittelgebirgsflüsse konnte erstmals ein Bewertungsverfahren entwickelt werden, mit Hilfe dessen die Auswirkungen von Fließgewässer-Renaturierungen auf Laufkäfer und Auenvegetation gemessen werden können.

Erstmals überhaupt wurde die gesellschaftliche Wahrnehmung von Menschen, die in der Nähe einer Renaturierung wohnen, qualitativ und quantitativ erfasst. In der quantitativen Studie, die auf 760 standardisierten Interviews an zehn Renaturierungsprojekten basiert, konnte gezeigt werden, dass der weit überwiegende Teil der interviewten Personen die Renaturierungen als sehr positiv einschätzen. Diese positive Bewertung bleibt auch erhalten, wenn die z.T. hohen Kosten einzelner Maßnahmen adressiert wurden.

Insgesamt bleibt festzustellen, dass die nachweislichen hydro- und auenmorphologischen Verbesserungen der renaturierten Gewässer sich noch nicht vollumfänglich auf die Lebensgemeinschaften des Gewässers und der angrenzenden Aue ausgewirkt haben. Es erscheint daher notwendig, die bisherigen Renaturierungsmaßnahmen zu ergänzen, um auch deutlichere Verbesserungen der Lebensgemeinschaften zu erwirken. Ungeachtet dessen konnte erstmals gezeigt werden, dass die Renaturierungsprojekte sich großer Beliebtheit in der Bevölkerung erfreuen. Dies unterstreicht die Wichtigkeit und Notwendigkeit zukünftiger Fließgewässer-Renaturierungen.

6. Dank

Der Kurt-Lange-Stiftung, der Stiftung Hessischer Naturschutz, der Deutschen Bundesstiftung Umwelt und der Stiftung der Kreisparkasse Gelnhausen sei herzlich für die finanzielle Unterstützung des Projektes gedankt. Dem Hessischen Landesamt für Umwelt und Geologie danken wir für die freundliche Überlassung von Daten. Unser Dank gilt weiterhin den Regierungspräsidien und Wasserwirtschaftsämtern der Bundesländer Bayern, Hessen, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Sachsen-Anhalt und Thüringen für die Übermittlung der Daten zu den einzelnen Projekten.

7. Literatur

Asterics Version 4.0.4: www.fliesssgewaesserbewertung.de

Barber H.S. (1931): Traps for cave inhabiting insects. *Journal of the Mitchell Society* 46: 259–266.

Dahm V., B. Kupilas, P. Rolaufts, D. Hering, P. Haase, H. Kappes, M. Leps, A. Sundermann, S. Döbbelt-Grüne, C. Hartmann, U. Koenzen, C. Reuvers, U. Zellmer, C. Zins & F. Wagner (2014): Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle. Umweltbundesamt, Texte 43/2014, 178 S.
<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/strategien-zur-optimierung-von-fliesssgewaesser>

Den Hartog C. & G. Van der Velde (1988): Structural aspects of aquatic plant communities. *Vegetation of Inland Waters – Handbook of Vegetation Science* (ed. J.J. Symoens): 113–155. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Diekmann M., U. Dußling & R. Berg (2005): Handbuch zum fischbasierten Bewertungssystem für Fließgewässer (FIBS). Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg, in Zusammenarbeit mit dem VDFF-Arbeitskreis „Fischereiliche Gewässerzustandsbewertung“. 71 S.

Ellenberg H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht*. 5. Auflage. Ulmer Verlag, Stuttgart.

fiBS Version 8.0.6 und 8.1.1: www.landwirtschaft-bw.info

Fortin M.J., S. Payette & K. Marineau (1999): Spatial vegetation diversity index along a post-fire successional gradient in the northern boreal forest. *Écoscience* 6: 204-213.

Gesellschaft für Angewandte Carabidologie (2009): Lebensraumpräferenzen der Laufkäfer Deutschlands – Wissensbasierter Katalog. *Angewandte Carabidologie Supplement* 5: 45 S.

Grime J.P. (1979): *Plant strategies and vegetation processes*. John Wiley & Sons, Chichester. 456 S.

- Haase P., S. Lohse, S. Pauls, K. Schindehütte, A. Sundermann, P. Rolauffs & D. Hering (2004): Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: development of a practical standardised protocol for macroinvertebrate sampling and sorting. *Limnologica* 34 (4): 349-365.
- Haase P., A. Sundermann & K. Schindehütte (2006): Operationelle Taxaliste als Mindestanforderung an die Bestimmung von Makrozoobenthosproben aus Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. www.fleibgewaesserbewertung.de
- Haase P., D. Hering, S.C. Jaehnig, A.W. Lorenz & A. Sundermann (2013): The impact of hydromorphological restoration on river ecological status: a comparison of fish, benthic invertebrates, and macrophytes. *Hydrobiologia* 704: 475–488.
- Homburg K., N. Homburg, F. Schäfer, A. Schuldt & T. Assmann (2014): Carabids.org — a dynamic online database of ground beetle species traits (Coleoptera, Carabidae). *Insect Conservation and Diversity* 7: 195-205.
- Hurka K. (1996): Carabidae of the Czech and Slovak Republics. Print Centrum, Zlin. 565 S.
- Irmiler U. & S. Gürlich (2004): Die ökologische Einordnung der Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) in Schleswig-Holstein. *Faunistisch-ökologische Mitteilungen* 32, Supplement. Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft, Ökologie-Zentrum. 117 S.
- Jähnig S.C., S. Brunzel, S. Gacek, A.W. Lorenz & D. Hering (2009): Effects of re-braiding measures on hydromorphology, floodplain vegetation, ground beetles and benthic invertebrates in mountain rivers. *Journal of Applied Ecology* 46: 406–416.
- Jähnig S.C., A. Lorenz, D. Hering, C. Antons, A. Sundermann, E. Jedicke & P. Haase (2011): Restoration success – a question of perception. *Ecological Applications* 21: 2007–2015.
- Januschke K., S. Brunzel, P. Haase & D. Hering (2011a): Effects of stream restorations on riparian mesohabitats, vegetation and carabid beetles. *Biodiversity and Conservation* 20: 3147-3164.
- Koenzen U. (2005): Fluss- und Stromauen in Deutschland – Typologie und Leitbilder. Ergebnisse des F+E Vorhabens „Typologie und Leitbildentwicklung für Flussauen in der Bundesrepublik Deutschland“ des Bundesamt für Naturschutz. *Angewandte Landschaftsökologie*, Heft 65. Bonn – Bad Godesberg.
- Kohler A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. *Landschaft und Stadt*, 10: 73–85.
- Lambeets K., F. Hendrickx, S. Vanacker, K. Van Looy, J.-P. Maelfait & D. Bonte (2008): Assemblage structure and conservation value of spiders and carabid beetles from restored lowland river banks. *Biodiversity & Conservation* 17: 3133–3148.
- Lindroth C.H. (1985, 1986): The Carabidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. *Fauna Entomologica Scandinavica* 15: 1-2. Scandinavian Science Press, Ltd. Leiden. 497 S.
- Lorenz A.W., T. Korte, A. Sundermann, K. Januschke & P. Haase (2012): Macrophytes respond to reach-scale river restorations. *Journal of Applied Ecology* 49: 202-212.

- Luka H., W. Marggi, C. Huber, Y. Gonseth & P. Nagel (2009): Coleoptera, Carabidae – Ecology Atlas. Fauna Helvetica 24 Carabidae. Centre suisse de cartographie de la faune & Schweizerische Entomologische Gesellschaft. 677 S.
- Meyer C., M. Whiles & S. Baer (2010): Plant community recovery following restoration in temporally variable riparian wetlands. *Restoration Ecology* 18: 52–64.
- Müller-Motzfeld G. (2004): Adephaga 1: Carabidae (Laufkäfer). In: Freude H, Harde KW, Lohse GA, Klausnitzer B (eds). *Die Käfer Mitteleuropas Bd. 2*. Spektrum Verlag, Heidelberg. 521 S.
- Mutz M., H. Piegay, K.J. Gregory, D. Borchardt, M. Reich & K. Schmieder (2006): Perception and evaluation of dead wood in streams and rivers by German students. *Limnologica* 36: 110–118.
- Oberdorfer, E. (1983, 1992): *Süddeutsche Pflanzengesellschaften*. Teile I-III. Fischer, Stuttgart, Germany.
- Palmer M.A., H.L. Menninger & E. Bernhardt (2010): River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? *Freshwater Biology* 55: 205–222.
- Phylib: http://www.lfu.bayern.de/wasser/gewaesserqualitaet_seen/phylib_deutsch/index.htm
- Pottgiesser T. & M. Sommerhäuser (2008): *Beschreibung und Bewertung der deutschen Fließgewässertypen - Steckbriefe und Anhang*.
- Renner K. (1980): Faunistisch-ökologische Untersuchungen der Käferfauna pflanzensoziologisch unterschiedlicher Biotope im Evessell-Bruch bei Bielefeld-Sennestadt. *Berichte des Naturwissenschaftlichen Vereins Bielefeld Sonderheft 2*: 145–176.
- Rohde S., M. Schütz, F. Kienast & P. Englmaier (2005): River widening: an approach to restoring riparian habitats and plant species. *River Research and Applications* 21: 1075–1094.
- Schaumburg J., C. Schranz, P. Meilinger, D. Stelzer, G. Hofmann, J. Foerster, A. Gutowski, S. Schneider, B. Köpf & U. Schmedtje (2005a): Makrophyten und Phytobenthos in Fließgewässern und Seen – Das deutsche Bewertungsverfahren: Entwicklung, Praxistest und Ausblick. *Limnologie aktuell* 11: 63–75.
- Schaumburg J., C. Schranz, D. Stelzer, G. Hofmann, A. Gutowski & J. Foerster (2005b): Bundesweiter Test: Bewertungsverfahren “Makrophyten & Phytobenthos” in Fließgewässern zur Umsetzung der WRRL. Bayerisches Landesamt für Umwelt, München. 225 S.
- Schaumburg J., C. Schranz, D. Stelzer, G. Hofmann, A. Gutowski & J. Foerster (2007): Vorbereitung des nationalen Bewertungsverfahrens für Makrophyten & Phytobenthos zur Interkalibrierung sowie Fachliche Unterstützung beim Interkalibrierungsprozess Bayerisches Landesamt für Umwelt, Endbericht im Auftrag der Universität Duisburg - Essen, Augsburg/Wielenbach. 192 S.

- Scholz M., D. Mehl, C. Schulz-Zunkel, H.D. Kasperidus, W. Born & K. Henle (2012): Ökosystemfunktionen von Flussauen – Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoffvorrat, Treibhausgasemissionen und Habitatfunktion. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 124. Bundesamt für Naturschutz, Bonn, Bad Godesberg. 257 S.
- Shannon C.E. & W. Weaver (1949): *The Mathematical Theory of Communication*. Urbana, Illinois: The University of Illinois Press.
- Stranko S.A., R.H. Hilderbrand & M.A. Palmer (2012): Comparing the fish and benthic macroinvertebrate diversity of restored urban streams to reference streams. *Restoration Ecology* 20: 747-755.
- Sundermann A., C. Antons, E. Heigl, D. Hering, E. Jedicke, A. Lorenz & P. Haase (2009): Evaluation von Fließgewässer-Revitalisierungsprojekten als Modell für ein bundesweites Verfahren zur Umsetzung effizienten Fließgewässerschutzes. *Zuwendungsgeber und Kennzeichen: Deutsche Bundesstiftung Umwelt (FK 25032-33/2) sowie Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz (FK III 2-79i 02)*.
- Sundermann A., S. Stoll & P. Haase (2011a): River restoration success depends on the species pool of the immediate surroundings. *Ecological Applications* 21: 1962–1971.
- Sunderman, A., C. Antons, N. Cron, A. Lorenz, D. Hering & P. Haase (2011b): Hydromorphological restoration of running waters: effects on benthic invertebrate assemblages. *Freshwater Biology* 56: 1689-1702.
- Trautner J. (1999): Handfänge als effektive und vergleichbare Methode zur Laufkäfer-Erfassung an Fließgewässern - Ergebnisse eines Tests an der Aich (Baden-Württemberg). *Angewandte Carabidologie Supplement* 1: 139–144.
- Violin C.R., P. Cada, E. B. Sudduth, B. A. Hassett, D.L. Penrose & E.S. Bernhardt (2011): Effects of urbanization and urban stream restoration on the physical and biological structure of stream ecosystems. *Ecological Applications* 21: 1932–1949.
- Wiegleb G. (1991): Die Lebens- und Wuchsformen der makrophytischen Wasserpflanzen und deren Beziehungen zur Ökologie, Verbreitung und Vergesellschaftung der Arten. *Tuexenia* 11: 135–147.