

# **Methoden der ökologischen Bewertung von Flussaltwässern anhand des Makrozoobenthos**

**Masterarbeit**

**an der Hochschule Anhalt**

**Fachbereich Landwirtschaft, Ökotropologie und Landschaftsentwicklung**

vorgelegt von: Daniela Rau

geboren am: 13.02.1988

Studiengang: Naturschutz und Landschaftsplanung

1. Gutachter: Herr Prof. Dr. Erik Arndt (HS Anhalt)

2. Gutachter: Herr Prof. Dr. rer. nat. Volker Lüderitz (HS Magdeburg-Stendal)

eingereicht am: 08.12.2017

## Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	1
Tabellenverzeichnis.....	1
Abkürzungsverzeichnis.....	3
Zusammenfassung.....	4
1 Hintergrund .....	5
1.1 Flüsse und ihre Auen – Situation, Ökosystemfunktion und Gefährdung .....	5
1.2 Altgewässer – Entstehung und Charakterisierung.....	5
1.3 Gefährdung der Altgewässer.....	7
1.4 Sanierung und Revitalisierung von Altgewässern.....	7
1.5 Erfolgskontrolle von Altgewässerrevitalisierungen.....	8
1.6 Gewässertypisierung und -bewertung.....	8
2 Ziel der Studie .....	10
3 Untersuchungsgebiet.....	11
3.1 Die Elbe und ihre Aue .....	11
3.1.1 Geographische Lage und Gliederung .....	11
3.1.2 Hydrologie und Morphologie.....	11
3.1.3 Anthropogene Nutzung und heutiger Zustand .....	11
3.2 Untersuchte Altgewässer .....	12
3.2.1 Altarm bei Parchau.....	13
3.2.2 Altarm Sandauerholz .....	14
3.2.3 Altarm bei Hohengören.....	14
3.2.4 Altarm Sapels bei Viehle (Amt Neuhaus).....	15
3.2.5 Altarm Försterbrack bei Gartow.....	15
3.2.6 Altgewässer bei Rühstadt am Deich (Rühstädt I).....	16
3.2.7 Altgewässer bei Rühstädt am Düker (Rühstädt II) .....	16
4 Methodik.....	18
4.1 Probenahme Makroinvertebraten.....	18
4.2 Bestimmung der Makroinvertebraten .....	18
4.3 Datenauswertung.....	19
4.3.1 Autökologische Charakterisierung der Makroinvertebraten.....	19
4.3.2 Gewässercharakterisierung und –bewertung.....	20
5 Ergebnisse .....	29
5.1 Gesamtübersicht über die nachgewiesenen Makroinvertebraten .....	29
5.2 Charakterisierung der Altgewässer anhand der Makroinvertebratenbesiedlung .....	30
5.2.1 Altarm Sandauerholz .....	30

5.2.2 Altarm bei Hohengören.....	32
5.2.3 Altarm bei Parchau.....	34
5.2.4 Altarm Sapels bei Viehle.....	35
5.2.5 Altarm Försterbrack bei Gartow.....	37
5.2.6 Altwässer Rühstädt I (am Deich).....	38
5.2.7 Altwässer Rühstädt II (am Düker).....	39
5.3 Vergleich der Altgewässer.....	40
5.4 Methodenvergleich (Altgewässerindizes).....	42
6 Diskussion.....	43
6.1. Charakterisierung und Bewertung der Altgewässer.....	43
6.2 Vergleich der Altgewässer.....	43
6.3 Erfolg von Revitalisierungsmaßnahmen am Beispiel des Altarms Sandauerholz.....	46
6.4 Methodendiskussion.....	48
6.4.1 Beurteilung und Vergleich der Altgewässerindizes (FI, OLI, LAIq).....	48
6.4.2 Odonate River Index.....	51
7 Literaturverzeichnis.....	53
8 Erklärung.....	60
9 Anhang.....	61

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Entstehung von Altgewässern (übernommen aus: DWA 2010).....	6
Abbildung 2: Lage der untersuchten Altgewässer im BR Flusslandschaft Elbe, Quelle (verändert): BR FLUSSLANDSCHAFT ELBE (o.J.).....	12
Abbildung 3: Altarm bei Parchau, © GeoBasis-DE/LVermGeo LSA, 2017 .....	13
Abbildung 4: Altarm bei Sandauerholz, © GeoBasis-DE/LVermGeo LSA, 2017 .....	14
Abbildung 5: Altarm bei Hohengören, © GeoBasis-DE/LVermGeo LSA, 2017.....	14
Abbildung 6: Altarm Sapels bei Viehle/Amt Neuhaus, Bilder © 2017 DigitalGlobe, GeoBasis-DE/BKG, GeoContent, Kartendaten © 2017 GeoBasis-DE/BKG (©2009), Google.....	15
Abbildung 7: Altarm Försterbrack bei Gartow, Bilder © 2017 DigitalGlobe, GeoBasis-DE/BKG, GeoContent, Kartendaten © 2017 GeoBasis-DE/BKG (©2009), Google.....	15
Abbildung 8 (rechts): Altwässer Rühstädt II, Bilder © 2017 DigitalGlobe, GeoBasis-DE/BKG, GeoContent, Kartendaten © 2017 GeoBasis-DE/BKG (© 2009), Google.....	17
Abbildung 9 (oben): Altwässer Rühstädt I, Bilder © 2017 DigitalGlobe, GeoBasis-DE/BKG, GeoContent, Kartendaten © 2017 GeoBasis-DE/BKG (© 2009), Google.....	17
Abbildung 10: Anteil der Artengruppen am Gesamtartenspektrum (n = 163; in %), Sonstige = alle Großgruppen mit einem Gesamtanteil von < 5 % (Diptera, Megaloptera, Turbellaria, Oligochaeta, Hirudinea).....	29
Abbildung 11: Ökologische Übereinstimmung (%) des Altarms Sandauerholz mit den einzelnen Altersphasen der Altgewässerentwicklung (Initial-, Optimal-, Terminalphase).....	32
Abbildung 12: Ökologische Übereinstimmung (%) des Altarms Hohegören mit den einzelnen Altersphasen der Altgewässerentwicklung (Initial-, Optimal-, Terminalphase).....	34
Abbildung 13: Ökologische Übereinstimmung (%) des Altarms Parchau mit den einzelnen Altersphasen der Altgewässerentwicklung (Initial-, Optimal-, Terminalphase).....	35
Abbildung 14: Ökologische Übereinstimmung (%) des Altarms Sapels mit den einzelnen Altersphasen der Altgewässerentwicklung (Initial-, Optimal-, Terminalphase).....	36
Abbildung 15: Ökologische Übereinstimmung (%) des Altarms Försterbrack mit den einzelnen Altersphasen der Altgewässerentwicklung (Initial-, Optimal-, Terminalphase).....	38
Abbildung 16: Ökologische Übereinstimmung (%) des Altwässers Rühstädt I (am Deich) mit den einzelnen Altersphasen der Altgewässerentwicklung (Initial-, Optimal-, Terminalphase).....	39
Abbildung 17: Ökologische Übereinstimmung (%) des Altwässers Rühstädt II (am Düker) mit den einzelnen Altersphasen der Altgewässerentwicklung (Initial-, Optimal-, Terminalphase).....	40
Abbildung 18: Ergebnis der Clusteranalyse aller Gewässer anhand des Artvorkommens (Ward-Methode, Proximitätsmaß: quadrierte euklidische Distanz), dargestellt als Dendrogramm (Programm: SPSS/IBM); horizontale Achse: Altgewässer (Cluster), vertikale Achse: Heterogenität (normierter Bereich).....	41

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: untersuchte Elbe-Altgewässer .....	13
Tabelle 2: Beprobungstermine.....	18
Tabelle 3: Abundanzskala für die Makroinvertebraten-Lebensortierung im Gelände und die geschätzte Individuenzahl pro m <sup>2</sup> , abgeleitet nach MEIER et al. (2006) .....	18
Tabelle 4: Conservation Index nach KAULE (1991) - Bewertungsskala .....	21
Tabelle 5: Anpassung der Abundanzklasse nach GOLFIERI et al. (2016) und nach MEIER et al. (2006) zur Berechnung des ORI .....	23
Tabelle 6: Qualitätsklassen (A-C) zur Bewertung der ORI-Metrics; übernommen aus: GOLFIERI et al. (2016).....	23



Tabelle 7: Zuordnung der ORI-Werte zu den ökologischen Zustandsklassen (nach: GOLFIERI et al. 2016).....	24
Tabelle 8: Zuordnung der FI-Bereiche zu Habitattypen (H1-H5) und Beschreibung der einzelnen Kategorien (angelehnt an: CHOVANEC & WARINGER 2001) .....	25
Tabelle 9: Vorkommen ausgewählter Libellen-Arten der Familie Gomphidae in den verschiedenen Entwicklungsstadien von Flussaltgewässern mit halbquantitativer Angabe der jeweiligen Häufigkeit (0 =fehlend, 1 = sehr selten, 2 = selten, 3 = nicht häufig, 4 = verbreitet, 5 = häufig, 6 = sehr häufig, 7 = Massenvorkommen) ...	25
Tabelle 10 : Berechnungsergebnisse (Asterics) für das Modul "Strömungspräferenz".....	26
Tabelle 11: Einschätzung des Alterungsgrades von Altgewässern .....	26
Tabelle 12: Grenzen der Ähnlichkeiten bei der Altwasserbewertung nach LÜDERITZ et al. (2009),.....	27
Tabelle 13: Gefährdete Arten nach der Roten Liste Deutschlands (RL D) bzw. Sachsen-Anhalts (ST) im Altarm Sandauerholz mit: 3 = gefährdet, 2 = stark gefährdet, 1 = vom Aussterben bedroht, V = Vorwarnliste, * = ungefährdet .....	31
Tabelle 14: Gefährdete Arten nach der Roten Liste Deutschlands (RL D) bzw. Sachsen-Anhalts (ST) im Altarm Hohengören mit: 3 = gefährdet, 2 = stark gefährdet, 1 = vom Aussterben bedroht, V = Vorwarnliste, * = ungefährdet .....	33
Tabelle 15: Gefährdete Arten nach der Roten Liste Deutschlands (RL D) bzw. Sachsen-Anhalts (ST) im Altarm bei Parchau mit: 3 = gefährdet, 2 = stark gefährdet, 1 = vom Aussterben bedroht, V = Vorwarnliste, * = ungefährdet .....	34
Tabelle 16: Gefährdete Arten nach der Roten Liste Deutschlands (RL D) bzw. Niedersachsens (NI) im Altarm Sapels mit: 3 = gefährdet, 2 = stark gefährdet, 1 = vom Aussterben bedroht, V = Vorwarnliste, * = ungefährdet .	36
Tabelle 17: Gefährdete Arten nach der Roten Liste Deutschlands (RL D) bzw. Niedersachsens (NI) im Altarm Försterbrack mit: 3 = gefährdet, 2 = stark gefährdet, 1 = vom Aussterben bedroht, V = Vorwarnliste, * = ungefährdet .....	37
Tabelle 18: Gefährdete Arten nach der Roten Liste Deutschlands (RL D) bzw. Brandenburgs (BB) im Altwässer Rühstädt I mit: 3 = gefährdet, 2 = stark gefährdet, 1 = vom Aussterben bedroht, V = Vorwarnliste, * = ungefährdet .....	38
Tabelle 19: Gefährdete Arten nach der Roten Liste Deutschlands (RL D) bzw. Brandenburgs (BB) im Altwässer Rühstädt II mit: 3 = gefährdet, 2 = stark gefährdet, 1 = vom Aussterben bedroht, V = Vorwarnliste, * = ungefährdet .....	40
Tabelle 20: Sørensen-Index für die untersuchten Gewässer mit $I \geq 0,4$ : sehr große Ähnlichkeit (grün dargestellt) und $I \geq 0,3$ : große Ähnlichkeit (gelb dargestellt); andere Kategorien hier nicht von Bedeutung.....	41
Tabelle 21: Ergebnisse des LAIq - Übereinstimmung der Makroinvertebratengemeinschaft der Altgewässer mit dem Leitbild (LB) des jeweiligen Altersstadiums (in %) .....	42
Tabelle 22: Vergleich der Ergebnisse der verschiedenen Altgewässer-Indizes in den untersuchten Elbe-Altgewässern: Floodplain Index nach CHOVANEC et al. (2005), abgeleitetes Altersstadium nach ZUPPKE & REICHHOFF (2015), OLI und LAIq nach LÜDERITZ et al. (2009).....	48
Tabelle 23: Zuordnung der Habitat- und Strömungspräferenz für die Familie der Limnephilidae mit dem Programm Asterics sowie für einzelne Arten nach SCHMEDTJE & COLLING (1996) mit: Pel = Pelal, Arg = Argyllal, Psa = Psammal, Aka = Akal, Lit = Lithal, Phy = Phytal, POM = Totholz, Falllaub, Getreibsel, Detritus und Kodierung Strömungspräferenz: 1 = limnobiont, 2 = limnophil, 3 = limno- bis rheophil, 4 = rheo- bis limnophil, 5 = rheophil, 6 = rheobiont, 7 = indifferent.....	50

## **Abkürzungsverzeichnis**

BB = Brandenburg

BR = Biosphärenreservat

CI = Conservation Index

D = Deutschland

EPTCBO = Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, Bivalvia, Odonata

EU-WRRL = Europäische Wasserrahmenrichtlinie

FFH-RL = Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie

FI = Floodplain Index

För = Altarm Försterbrack

H<sub>S</sub> = Shannon-Wiener-Index

Hoh = Altarm Hohengören

HQ 10 = Hochwasserereignis, das im Durchschnitt alle 10 Jahre auftritt

IW = Indication weight (Indikationsgewicht)

LAI<sub>q</sub> = quantifizierter Leitartenindex

LAWA = Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser

LB = Leitbild

MNW = Mittleres Niedrigwasser

MW = Mittlerer Wasserstand

NI = Niedersachsen

OLI = Oxbow Lake Index

ORI = Odonate River Index

Par = Altarm Parchau

POM = partikuläres organisches Material

RL = Rote Liste

Rü I = Altwässer Rühstädt I (am Deich)

Rü II = Altwässer Rühstädt II (am Düker)

SaHo = Altarm Sandauerholz

Sap = Altarm Sapels

s.l. = sensu lato

SPA = Special Protected Area (Vogelschutzgebiet)

ST = Sachsen-Anhalt

## Zusammenfassung

In der vorliegenden Studie wurde die Makroinvertebratenzusammensetzung in sieben Altgewässern entlang der Mittel- und Unterelbe untersucht und verglichen. Die Beprobungen erfolgten jeweils an zwei Terminen im April und Juni/Juli 2017. Die ausgewählten Altgewässer unterscheiden sich deutlich hinsichtlich der hydrologischen Konnektivität zum Hauptstrom des Sukzessionsstadiums (Gewässeralter) und anderen Faktoren wie Gewässerstruktur, Vegetation und Sohlbeschaffenheit. Ziel der Arbeit war es, eine naturschutzfachliche Charakterisierung der untersuchten Altgewässer vorzunehmen und die Gewässerfaktoren zu ermitteln, welche einen wesentlichen Einfluss auf die Makroinvertebratengemeinschaft besitzen. Dabei wurden auch bisher durchgeführte Revitalisierungsmaßnahmen berücksichtigt. Trotz der diversen Habitateigenschaften zeigen alle Altgewässer eine große bis sehr große Ähnlichkeit hinsichtlich der Makroinvertebratenzusammensetzung, die höchstwahrscheinlich auf das Vorkommen vieler ubiquitärer und wenig anspruchsvoller Arten zurückzuführen ist. Dennoch besitzen alle Gewässer einen hohen naturschutzfachlichen Wert mit einer artenreichen Makroinvertebratengemeinschaft, die auch seltene und gefährdete Arten in unterschiedlichen Anteilen beinhaltet. Der Neozoenanteil ist in allen Gewässern relativ gering und liegt zwischen 0 % in dem isolierten, deutlich verlandeten Altgewässer Rühstädt I und knapp 15 % in dem einseitig angebundenen Altarm Sapels. In dem beidseitig angebundenen, temporär durchströmten Altarm Sandauerholz konnten insgesamt die meisten Taxa nachgewiesen werden, rund 10 % davon gelten nach den Roten Listen Deutschlands bzw. Sachsen-Anhalts als gefährdet. Hierbei handelt es sich größtenteils um eindeutig strömungsadaptierte Fließgewässerarten, die in den anderen Altgewässern nicht gefunden wurden. Bemerkenswert ist, dass sich die Gesamtartenzahl in dem Altarm Sandauerholz in den letzten fünf Jahren um rund 40 % erhöht hat. Dies lässt auf einen Erfolg der im Jahre 2006 durchgeführten Revitalisierungsmaßnahmen schließen.

Im zweiten Teil der Arbeit sollten vier Altgewässerindizes auf ihre Anwendbarkeit an Elbe-Altgewässern überprüft werden. Mit dem Oxbow Lake Index (OLI), dem quantifizierten Leitartenindex (LAIq) und dem Floodplain Index (FI) kann das Sukzessionsstadium eines Altgewässers durch den Vergleich mit Leitarten/-bildern bestimmt werden. Der Odonate River Index (ORI) ermöglicht eine ökologische Zustandsbewertung von Altgewässern auf Grundlage der Libellengemeinschaft. Alle genannten Indizes sind relativ neu und wurden bisher nur in einem begrenzten Naturraum getestet. Die Ergebnisse an den Elbe-Altgewässern zeigen, dass die Indizes gute Ansätze zur Einschätzung des Sukzessionsstadiums und des ökologischen Zustandes von Altgewässern auf Grundlage der Makroinvertebratengemeinschaft liefern. Problematisch ist, dass der OLI, LAIq und FI teils zu einer unterschiedlichen Bewertung des Gewässeralters gelangen. Der OLI schätzt die Altgewässer tendenziell älter ein als der FI. Eine Ergänzung der Leitartenliste und die stärkere Gewichtung von Arten mit einer engen Habitatbindung könnten zu einer Präzisierung der Ergebnisse führen. Der LAIq stellt eine einfache Berechnungsmethode dar, um eine Einschätzung des Altersstadiums vorzunehmen, berücksichtigt jedoch lediglich die Anzahl der vorkommenden Leitarten am Gesamtartenspektrum. Für eine detailliertere Bewertung scheinen der OLI und der FI daher besser geeignet zu sein. Der ORI liefert nachvollziehbare Ergebnisse bezüglich der Habitatdiversität in den untersuchten Altgewässern. Problematisch ist allerdings, dass bei der ökologischen Gesamtbewertung ältere Altgewässer generell abgewertet werden. Hier sollten noch weitere Anpassungen erfolgen und die Indizes generell auch an weiteren Altgewässern auf ihre Plausibilität geprüft werden.

# 1 Hintergrund

## 1.1 Flüsse und ihre Auen – Situation, Ökosystemfunktion und Gefährdung

Flussauen als ein wesentlicher Bestandteil natürlicher Flusslandschaften sind hochdynamische Systeme, die durch das Abflussverhalten des Flusses sowie den standörtlichen Grundwasserspiegel geprägt sind. Durch die Wasserdynamik entsteht ein abwechslungsreiches Auen-Relief mit einer hohen Strukturdiversität, die unter anderem zur Ausbildung einer Vielzahl an Auengewässern (Altgewässer, Auenbäche, temporär wasserführende Mulden und Tümpel, etc.) führt (PATT 2016). Auen sind mit die artenreichsten Ökosysteme in Europa und beherbergen eine Vielzahl an Biotopen, die Lebensraum für zahlreiche spezialisierte und seltene Pflanzen- und Tierarten bieten. Sie erfüllen wichtige Funktionen im Naturhaushalt wie natürlichen Hochwasserrückhalt, Filterung von Nährstoffen, Sedimenten und Treibhausgasen und bieten mit ihrer einzigartigen Landschaft einen hohen Erholungswert für den Menschen (BMUB & BfN 2015). Die jahrhundertelange anthropogene Nutzung der Fluss-Auen-Systeme, besonders der Deichbau und die Schiffbarmachung der heutigen Wasserstraßen und andere gewässerbauliche Maßnahmen, haben zu gravierenden hydrologischen und hydraulischen Veränderungen der Flusslandschaften geführt. Die eigendynamische Entwicklung der Fließgewässer wurde weitgehend unterbunden, wodurch eine zunehmende funktionelle Entkopplung der Auen von den Flussläufen stattfand (u.a. PUHLMANN et al. 2015). Die intensive Besiedlung und landwirtschaftliche Nutzung führten zudem zu einer direkten Beeinträchtigung der Auen. Dies hat insgesamt zu einem Verlust von rund zwei Dritteln der ursprünglichen Überschwemmungsflächen an deutschen Flüssen geführt, wodurch sie heute zu den am stärksten gefährdeten Ökosystemen zählen (BMU & BfN 2009).

## 1.2 Altgewässer – Entstehung und Charakterisierung

Prägende Elemente der Aue sind die zahlreichen Altgewässer, die hauptsächlich entlang des Mittel- und Unterlaufs von Flüssen entstehen (PATT et al. 1998). Altgewässer stellen ehemalige Flussstrecken dar, die mit dem Abflussregime des Hauptstromes unmittelbar verbunden sind. Fließgewässer neigen im unterschiedlichen Maße zur Ausbildung von Altgewässern. Der ursprüngliche Flussverlauf der Mittel- und Unterelbe ist durch ein geringes Gefälle sowie eine ständige Laufänderung mit Bildung charakteristischer Mäanderbogen charakterisiert (UMWELTBUNDESAMT 2014). Die natürliche Fließgewässerdynamik begünstigt die Bildung von Altgewässern in der Aue (vgl. UMWELTBUNDESAMT 2014). Durch Erosionsprozesse kommt es im Laufe der Zeit zu einem Durchbruch des Flusses an den Mäanderschenkeln (LÜDERITZ et al. 2009). Aus der Flussschlinge entsteht ein Altarm, der zunächst meist beidseitig, aber auch einseitig an den Hauptstrom angebunden sein kann (DWA 2010). Durch Sedimentablagerungen, sogenannten Auflandungsprozessen, wird der Altarm mit der Zeit vom Fluss abgeschnürt (DWA 2010). Es entsteht ein sogenanntes Altwässer, das keine Anbindung an den Hauptstrom besitzt und nur bei Überschwemmungen und über das Grundwasser hydrologisch mit diesem in Verbindung steht (DWA 2010, REICHHOFF 2003). In Abbildung 1 ist die altersbedingte Entwicklung von Altgewässern dargestellt. Die Morphologie natürlich entstandener Altgewässer weist in der Regel die charakteristische gekrümmte Form einer Flussschlinge mit einem steilen Prall- und einem flachen Gleitufers auf, das Gewässer ist deutlich länger als breit (SCHWEVERS & ADAM 2010). Weiterhin werden die Qualmgewässer zu den Altgewässern gezählt, die auf Grund ihrer Lage in der fossilen Aue nicht mehr aktiv am Überflutungsregime teilhaben, jedoch

unterirdisch über Qualmwasser mit dem jeweiligen Fließgewässer verbunden sind (DWA 2010). Heute existieren zudem zahlreiche künstlich entstandene Altgewässer, wie beispielsweise Flutrinnen oder ehemalige Abgrabungsgewässer (LÜDERITZ et al. 2009).



Abbildung 1: Entstehung von Altgewässern (übernommen aus: DWA 2010)

Altwässer unterliegen ähnlich wie die Stillgewässer einem natürlichen Verlandungsprozess, der letztendlich zur Entstehung eines (Erlenbruch-)Waldes führt (REICHHOFF 2003). Die Existenz eines Altgewässers ist daher natürlicherweise begrenzt und wird nach REICHHOFF (2003) abhängig von Wassertiefe und Nährstoffgehalt auf eine Dauer von 500-800 Jahren geschätzt, wenn keine menschlichen Einflüsse vorliegen. Der Sukzessionsverlauf kann in verschiedene Entwicklungsphasen gegliedert werden: die Initial-, Optimal- und Terminalphase sowie Postterminalphase (vgl. LÜDERITZ et al. 2009).

Mit fortschreitendem Alter verändern sich die abiotischen und biotischen Bedingungen in einem Altgewässer. Die Verlandung wird im Wesentlichen von der Gewässertrophie, den Strömungsgeschwindigkeiten und der umgebenden Vegetation bestimmt sowie deren Wechselwirkungen untereinander (LÜDERITZ et al. 2009). In der Initialphase weist das Gewässer noch weitgehend die Eigenschaften eines Fließgewässers auf mit hohen Wassertiefen, meso- bis eutrophen Nährstoffverhältnissen und einer relativ artenarmen Vegetation. Mit zunehmender Verlandung nimmt der Nährstoffgehalt in der Regel zu, während die Wassertiefe abnimmt (LÜDERITZ et al. 2009). In der Optimalphase bildet sich eine charakteristische, artenreiche Vegetationszonierung aus. Durch die zunehmende Biomasse entstehen nährstoffreiche Schlamm- und Torfböden. Es herrschen eutrophe Verhältnisse vor. In der Terminalphase mit in der Regel polytrophen Verhältnissen entwickeln sich meist mächtige Schlammschichten, die Wassertiefe nimmt deutlich ab. In der Postterminalphase ist das Gewässer (fast) vollständig verlandet und es stellt sich ein zunehmender Bewuchs mit Landpflanzen ein (REICHHOFF 2003).

Jedes Altersstadium besitzt abhängig von den abiotischen und hydromorphologischen Merkmalen sowie dem Vorhandensein von entsprechenden Habitaten eine charakteristische, spezialisierte Biozönose (REICHHOFF 2003). Es wird angenommen, dass die Zusammensetzung der Makroinvertebratengemeinschaft in Altgewässern im Wesentlichen von der hydrologischen Konnektivität zum Hauptstrom bestimmt wird (u.a. OBOLEWSKI 2011, SCHWEVERS & ADAM 2010). Sie beeinflusst eine Vielzahl weiterer Umweltfaktoren wie die Strömungsgeschwindigkeit, den Nährstoffgehalt und die Substratzusammensetzung sowie das Vorhandensein von Vegetation im jeweiligen Altgewässer. Diese Faktoren wirken sich wiederum auf die Zusammensetzung der Makroinvertebratengemeinschaft aus. Je nach ökologischen Ansprüchen der Arten bzw. Artengruppen (z.B. Strömungs-, Nahrungs-,

Habitatpräferenz) besiedeln diese unterschiedliche Entwicklungsstadien oder Bereiche der Altgewässer (OBOLEWSKI 2011). Nach LÜDERITZ et al. (2009) besitzen Altgewässer in der Optimalphase die höchste Makroinvertebratendiversität.

### **1.3 Gefährdung der Altgewässer**

Viele Altgewässer befinden sich heute in der Terminal- oder Postterminalphase. Nach LÜDERITZ et al. (2009) beläuft sich der Anteil an der Elbe auf über 80 %. Gründe hierfür sind insbesondere die anthropogene Eutrophierung und morphologische Defizite. Erhöhte Biomasse- und Nährstoffeinträge aus dem Gewässerumfeld und Entwässerungsmaßnahmen sowie Eintiefungen des Hauptstroms, die zu einer Absenkung des Grundwasserspiegels führen, bewirken eine extrem beschleunigte Verlandung der Altgewässer (LÜDERITZ et al. 2009, REICHHOFF 2003). Die Unterbrechung der lateralen Konnektivität zwischen Fluss und Aue, insbesondere durch morphologische Veränderungen des Hauptstromes wie Flussbegradigungen, führt außerdem dazu, dass keine neuen Altarme mehr entstehen können (PUHLMANN et al. 2015). Altgewässer in der Initialphase sind daher selten geworden.

### **1.4 Sanierung und Revitalisierung von Altgewässern**

Revitalisierungs- und Sanierungsmaßnahmen sollen grundsätzlich dazu führen, dass Altgewässer wieder eine natürliche sekundäre eigendynamische Entwicklung durchlaufen können (REICHHOFF 2003). Ziel sollte jedoch nicht sein, dass alle Altgewässer wieder den Zustand der Initialphase erreichen, sondern ein ausgewogenes Verhältnis von Altgewässern aller Entwicklungsstadien entsteht, wie es für naturnahe Flussauen typisch ist (DWA 2010). Deshalb sollten geplante Revitalisierungs- und Sanierungsmaßnahmen immer auch in einem größeren Maßstab (Landschaftsraum) betrachtet werden.

Da sich wie oben erwähnt die meisten Altgewässer heute in der Terminalphase befinden und die natürliche Entstehung von Altgewässern durch die anthropogenen Fluss- und Auenveränderungen unterbrochen ist, ist es jedoch notwendig, einen Teil der Altgewässer wieder in ein früheres Entwicklungsstadium zu versetzen, das heißt einer bestehenden Verlandung entgegenzuwirken oder diese sogar zeitweise umzukehren (REICHHOFF 2003). Eine Möglichkeit, um den Anteil der Altgewässer in der Initialphase zu erhöhen, ist die Neuanlage von Altgewässern (PATT 2016, DWA 2010). Daneben existieren verschiedene Methoden, um bestehende Altgewässer zu „verjüngen“. Eine häufig angewandte Methode ist die Wiederanbindung von ehemaligen Altarmen an den Hauptstrom, wodurch die Durchströmung erhöht und somit die Verlandung des Gewässers verzögert werden soll (REICHHOFF 2003). Die ehemaligen Altarme können ein- oder beidseitig an den Hauptstrom angeschlossen werden. Weiterhin kann durch Festlegung der Höhe des Einstrombereiches z.B. durch den Bau einer entsprechenden Rampe, geregelt werden, ab welchem Wasserpegel der reaktivierte Altarm durchströmt wird. Die Art der Anbindung ist einzelfallbezogen zu prüfen und hängt von dem (ökologischen) Entwicklungsziel sowie anderen Anforderungen, z.B. aus der Schifffahrt ab. Einen Teil vieler Revitalisierungsprojekte stellt die Entschlammung dar (LÜDERITZ et al. 2009). Durch die Entnahme von nährstoffhaltigem Schlamm vom Gewässerboden kann der trophische Zustand und die Sauerstoffverfügbarkeit im Gewässer verbessert werden. Ähnliche Effekte erzielt auch die Entnahme von Biomasse, z.B. durch Entkrautung oder Schilfmahd im Uferbereich (vgl. LÜDERITZ et al. 2009).

Neben den Revitalisierungsmaßnahmen im Gewässer selbst spielt auch die Sanierung des Gewässerumfeldes eine wichtige Rolle, um einer beschleunigten Verlandung der Gewässer entgegenzuwirken und langfristige Revitalisierungserfolge zu gewährleisten. Mögliche Störeinflüsse aus der Umgebung müssen weitgehend reduziert oder ganz beseitigt werden. Dies betrifft insbesondere den erhöhten Nährstoffeintrag von angrenzenden Landwirtschaftsflächen, der eine verstärkte Eutrophierung und somit beschleunigte Verlandung der Gewässer zufolge hat. Langfristig lässt sich ein nachhaltiger Revitalisierungserfolg nur durch die Wiederherstellung oder den Erhalt einer weitgehend naturnahen Aue erreichen, in der die laterale Konnektivität zum Hauptstrom besteht und wenn überhaupt nur eine extensive und Gewässerschutz-orientierte Landnutzung erfolgt (LÜDERITZ et al. 2009, DWA 2010).

### **1.5 Erfolgskontrolle von Altgewässerrevitalisierungen**

An der Mittelelbe werden seit über 30 Jahren Projekte zur Revitalisierung und Sanierung von Altgewässern durchgeführt (REICHHOFF 2003). Größere Projekte zur Altgewässerrevitalisierung in Europa wurden daneben nach OBOLEWSKI et al. (2014) in den letzten Jahrzehnten an der Donau, am Rhein und an der Maas sowie der polnische Fluss Stolpe realisiert. Um zu prüfen, ob die Revitalisierungs- und Sanierungsmaßnahmen zielführend, nachhaltig und auch auf andere Altgewässer anwendbar sind, ist es notwendig, möglichst langjährige Erfolgskontrollen durchzuführen. Diese sind bisher jedoch rar (u.a. PAILLEX et al. 2017, OBOLEWSKI et al. 2014). Eine Gewässerbewertung sollte generell quantifizierbar und leitbildorientiert erfolgen (LÜDERITZ & LANGHEINRICH 2010). Bisherige Ansätze zur Bewertung von Altgewässern orientieren sich meist an den Vorgaben und Bewertungsansätzen der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, EU 2000).

### **1.6 Gewässertypisierung und -bewertung**

Ein übergeordnetes Ziel der WRRL ist der gute ökologische Zustand aller natürlichen Oberflächengewässer. Der Gewässerzustand soll vorrangig anhand der charakteristischen Lebensgemeinschaften (= biologische Qualitätskomponenten) bewertet werden. Diese umfassen die Artengruppen Phytoplankton, Phytobenthos, Fische, Makrophyten und die benthische wirbellose Fauna (EU 2000). Unterstützend werden hydromorphologische und physikalisch-chemische Qualitätskomponenten hinzugezogen (EU 2000). Die Ermittlung des aktuellen Gewässerzustandes (IST-Zustand) erfolgt durch den Vergleich mit einem Gewässertyp-spezifischen Referenzzustand (SOLL-Zustand). Dieser liegt vor, wenn keine oder nur geringfügig anthropogene Störungen an oder in dem Gewässer vorliegen und entspricht dem Leitbild (EU 2000). Das Leitbild kann bei der Umsetzung von Revitalisierungsmaßnahmen als Entwicklungsziel genutzt werden (LÜDERITZ et al. 2009).

Die Flussauen spielten bei der Bewertung nach WRRL bisher eine eher untergeordnete Rolle und werden in der Richtlinie nicht direkt genannt, Artikel 1a) umfasst jedoch auch den „[...] Schutz und [die] Verbesserung des Zustandes der aquatischen Ökosysteme und der direkt von ihnen abhängigen Landökosysteme und Feuchtgebiete im Hinblick auf den Wasserhaushalt“ (EU 2000). In den letzten Jahren wurde zunehmend erkannt, dass für die ökologische Zustandsverbesserung der Fließgewässer eine ganzheitliche Betrachtung der Flusslandschaften notwendig ist, die auch den Erhalt oder die Wiederherstellung naturnaher Auen umfasst. Unter anderem wurde im Februar 2017 von der Bundesregierung das Bundesprogramm „Blaues Band“ beschlossen, das zum Ziel hat, Fluss- und

Auenrenaturierungsprojekte entlang der deutschen Bundeswasserstraßen und deren Nebengewässer zu fördern (BMUB & BMVI 2016).

Sowohl bei den Fließgewässern als auch bei den Seen wird der Referenzzustand nach WRRL typspezifisch ermittelt, d.h. Gewässer eines Naturraumes mit ähnlichen morphologischen, physikalisch-chemischen, biozönotischen und hydrologischen Eigenschaften werden zu einem Fließgewässer- oder Seentyp zusammengefasst. Die Elbe zählt zu Fließgewässertyp 20 (Sandgeprägte Ströme). Altwässer finden bei der Typisierung jedoch keine Berücksichtigung, sie werden weder im Rahmen der Fließgewässertypisierung berücksichtigt, noch können sie in den meisten Fällen einem Seentyp zugeordnet werden, da Seen erst ab einer Mindestgröße von 50 ha bewertungsrelevant werden und viele Altwässer kleiner sind (SCHWEVERS & ADAM 2010, POTTGIESSER & EHLERT 2012). Bisher gibt es noch keinen einheitlichen Ansatz zur Bewertung und Typisierung von Altwässern. Auf Grund der natürlichen Sukzession der Altwässer verändern sich die physikalisch-chemischen Parameter und Biozönosen in einem Gewässer im Laufe der Zeit. Während sie in der Initialphase noch eher Fließgewässercharakter besitzen, ähneln sie in der Terminal-/Postterminalphase zunehmend Seen- oder sogar Moorökosystemen. Diese Dynamik stellt eine Herausforderung bei der Entwicklung einer Gewässertypologie für Altwässer dar (LÜDERITZ et al. 2009).

POTTGIESSER & EHLERT (2012) entwickelten ein Typologie-System für potamale Altwässer an der Mittleren Elbe in Sachsen-Anhalt, das grundsätzlich auch auf andere deutsche Altwässer von potamalen Tieflandflüssen übertragbar sein soll. Auf Grundlage verschiedener Kriterien wie die Art der Anbindung an den Hauptstrom (keine, episodisch, permanent), den Strömungsverhältnissen und diversen Habitat-Eigenschaften wie Fließgeschwindigkeit oder Sohlsubstrat wurden vier Altwässertypen für die Elbe-Altwässer abgeleitet:

- **Typ 20.A1:** Potamales Altwässer der sandgeprägten Ströme mit permanenter Anbindung
- **Typ 20.A2:** Potamales Altwässer der sandgeprägten Ströme mit episodischer Anbindung
- **Typ 20.A3:** Potamales Altwässer der sandgeprägten Ströme ohne Anbindung
- **Typ 20.A4:** Potamales Altwässer der sandgeprägten Ströme ohne Anbindung hinterdeichs

Dieses Typologiesystem kann zukünftig als Grundlage für eine ökologische Altwässerbewertung dienen. Bisherige Ansätze zur Altwässerbewertung orientieren sich meist an der Gewässerbewertung nach EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU 2000), wobei unterschiedliche Arten(-gruppen) zur Gewässerbewertung eingesetzt werden. Auch bei diesen Indizes wird meist von einem Referenzzustand bzw. Leitbild ausgegangen, mit dem der aktuelle Gewässerzustand verglichen und daraus eine Bewertung abgeleitet wird. Nach LÜDERITZ et al. (2009) wird die Optimalphase als geeigneter Referenzzustand bzw. als „Leitbild“ für eine Altwässerrevitalisierung/-sanierung angesehen, da in diesem Altersstadium die höchste Artendiversität sowie der größte Anteil an charakteristischen Altwässerarten auftritt. Die Optimalphase mit einer Artensammensetzung aus limno- und rheophilen Arten zeigt zudem große Übereinstimmungen mit der Initial- und der Terminalphase und vereint so die drei Altersstadien (LÜDERITZ et al. 2009).

In dieser Arbeit wurden vier Makrozoobenthos-basierte Altwässerindizes, der Oxbow Lake Index und der quantifizierte Leitartenindex nach LÜDERITZ et al. (2009), der Floodplain Index



nach CHOVANEC et al. (2005) und der Odonate River Index nach GOLFIERI et al. (2016), berechnet und soweit möglich verglichen. Die betrachteten Indizes wurden nur für einen begrenzten Landschaftsraum oder ein bestimmtes Gewässer entwickelt und sind in der Regel noch nicht auf andere Gewässer/Landschaftsräume übertragbar, die Ergebnisse an den Elbe-Altgewässern sind daher kritisch zu betrachten. Der Oxbow Lake Index (OLI) und der quantifizierte Leitartenindex (LAIq) (LÜDERITZ et al. 2009) beschreiben die Nähe des untersuchten Altgewässers zu einem bestimmten Altersstadium (Initial, Optimal, Terminal) auf Grund der ökologischen Übereinstimmung der Artengemeinschaft mit dem Leitbild. Die Leitarten wurden dabei zu einem großen Teil aus Untersuchungen an der Elbe gewonnen. Der Floodplain Index (FI) ordnet die Artengemeinschaft am untersuchten Altgewässer auf Grundlage von artspezifischen Habitatwerten und Indikationsgewichten einem bestimmten Habitattyp, von permanent durchströmten zu temporär wasserführenden Altgewässern, zu. Der Index macht also, wie der OLI, Aussagen zum Altersstadium. Die artspezifischen Werte wurden dabei aus Untersuchungen an der österreichischen Donau gewonnen (vgl. CHOVANEC et al. 2005). Der Odonate River Index (ORI) lässt keine direkten Aussagen über das Entwicklungsstadium zu, ermöglicht jedoch eine ökologische Gewässerbewertung anhand der vorgefundenen Libellengemeinschaft. Der Index geht wie der Floodplain Index von artspezifischen Habitatwerten und Indikationsgewichten aus, die aus Untersuchungen an Alpenflüssen in Norditalien gewonnen wurden (GOLFIERI et al. 2016).

## **2 Ziel der Studie**

Ziel dieser Studie war es, sieben ausgewählte Elbe-Altgewässer anhand ihrer Makroinvertebratengemeinschaft zu charakterisieren und auf Unterschiede zu prüfen. Insbesondere sollte untersucht werden,

- wie sich die laterale Konnektivität zum Hauptstrom auf die Makroinvertebraten-Besiedlung in den Altgewässern auswirkt (Vergleich zwischen permanent bzw. episodisch angebundenen und isolierten Altgewässern).
- welche Faktoren neben der Konnektivität Einfluss auf die Makroinvertebraten-Besiedlung besitzen.
- wie sich bisher durchgeführte Revitalisierungsmaßnahmen auf die Makroinvertebratenzusammensetzung auswirken.

Weiterhin wurden vier Altgewässerindizes (Oxbow Lake Index, quantifizierter Leitartenindex, Floodplain Index, Odonate River Index) berechnet und geprüft, inwieweit diese auf die untersuchten Elbe-Altgewässer anwendbar sind und ob die Indizes zu vergleichbaren Ergebnissen führen.

## **3 Untersuchungsgebiet**

### **3.1 Die Elbe und ihre Aue**

#### **3.1.1 Geographische Lage und Gliederung**

Das Einzugsgebiet der Elbe umfasst 148.268 km<sup>2</sup>, davon befinden sich fast zwei Drittel der Fläche in Deutschland (96.932 km<sup>2</sup>) und ein Drittel in Tschechien (50.176 km<sup>2</sup>), nur sehr kleine Bereiche entfallen auf Österreich und Polen. Von der deutsch-tschechischen Grenze bis zur Mündung bei Cuxhaven legt die Elbe 727 km zurück (SCHOLZ et al. 2005). Der deutsche Teil der Elbe wird in drei Abschnitte gegliedert: Die Obere Elbe (bis Riesa am deutschen Strom-km 96), die Mittlere Elbe (bis Geesthacht, Strom-km 586) und die Untere Elbe bzw. Tideelbe (bis zur Mündung in die Nordsee bei Cuxhaven, Strom-km 728). Während die Elbe im Oberlauf den Charakter eines Mittelgebirgsbaches aufweist, entspricht die Mittelelbe in ihrem Lauf durch die Norddeutsche Tiefebene einem typischen Tieflandfluss. Die Untere Elbe unterliegt den Gezeiteneinflüssen der Nordsee (SCHOLZ et al. 2005). Die untersuchten Altgewässer liegen im Bereich der Mittleren Elbe, auf die im Folgenden näher eingegangen werden soll.

#### **3.1.2 Hydrologie und Morphologie**

Das Abflussregime der Elbe wird durch die Einflüsse des Mittelgebirges geprägt. Die Schneeschmelze zum Ende des Winters und die damit erhöhten Abflussmengen führen zu den typischen Frühjahrshochwassern an der Elbe (ENGEL et al. 2002). Andere, unregelmäßige Hochwasserereignisse im Jahr können als Folge von Starkregenereignissen im Einzugsgebiet auftreten (SCHOLZ et al. 2005). In der Regel kommt es zwischen Juni und November jedoch zu einer ausgeprägten Niedrigwasserperiode (ENGEL et al. 2002). Unter natürlichen Bedingungen ist die Abflussdynamik allgemein gering (UMWELTBUNDESAMT 2014).

Die Mittlere Elbe verläuft im größten Teil entlang der eiszeitlich entstandenen, gefällearmen Urstromtäler (SCHOLZ et al. 2005). Die Elbe entspricht dem LAWA-Fließgewässertyp 20 (Sandgeprägte Ströme). Typisch für diesen Fließgewässertyp ist ein überwiegend geschwungener bis mäandrierender Lauf und die Ausbildung breiter Flussauen (UMWELTBUNDESAMT 2014). Das geringe Gefälle im Bereich der Mittleren Elbe begünstigt im vom Menschen unbeeinflussten Zustand eine hochdynamische Entwicklung des Flusslaufes mit natürlichen Laufverlegungen, die mit der Zeit zur Bildung von zahlreichen Mäandern, Altgewässern und Flutrinnen führten (UMWELTBUNDESAMT 2014, SCHOLZ et al. 2005). Nach SCHOLZ et al. (2005) umfasst die morphologische Aue an der Mittleren Elbe eine Fläche von rund 4360 km<sup>2</sup>. Anthropogene Einflüsse haben jedoch zu einem Verlust von über 75 % der Überschwemmungsflächen geführt, so dass heute nur noch rund ein Viertel der Fläche der auentypischen Hydrodynamik unterliegt.

#### **3.1.3 Anthropogene Nutzung und heutiger Zustand**

Wie alle großen Ströme in Deutschland ist die Elbe eine Bundeswasserstraße, Hauptnutzungsarten stellen hier die Schifffahrt und der Hochwasserschutz dar. Der Deichbau und die Schiffbarmachung führten im Laufe der Zeit zu einer massiven Einengung des Flussbettes, Laufverkürzungen und zunehmenden Uferbefestigungen und infolge dessen einer Eintiefung der Elbe sowie einer zunehmenden hydraulischen und hydrologischen Entkopplung der Elbe von ihren Auen (u.a. PUHLMANN et al. 2015, JÄHRLING 2009). Dies führte zu dem oben erwähnten Verlust des Großteils der aktiv überfluteten

Auenflächen entlang der Elbe. Daneben resultierte eine Beeinträchtigung der Elbaue und ihres Retentionsvermögens aus der direkten Nutzung insbesondere durch die Landwirtschaft (JÄHRLING 2009).

Trotz dieser Tatsachen ist die Elbe heute einer der naturnahsten Ströme Mitteleuropas (MLUV MV et al. 2006). Insbesondere im Bereich der Mittel- und Unterelbe sind Auenbereiche noch großflächig erhalten. Diese liegen größtenteils im Biosphärengebiet „Flusslandschaft Elbe“. Das 1997 von der UNESCO anerkannte Biosphärenreservat repräsentiert die Urstromtäler der norddeutschen Altmoränenlandschaft und umfasst die Teile der Mittleren Elbe in Niedersachsen, Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg. Über 50 % der Fläche befindet sich in Sachsen-Anhalt (MLUV MV et al. 2006). Eine Übersicht gibt Abbildung 2.

### 3.2 Untersuchte Altgewässer

Insgesamt wurden in der vorliegenden Studie sieben Elbe-Altgewässer untersucht, von denen zwei beidseitig und drei einseitig an die Elbe angebunden sind. Zwei Altgewässer besitzen keine Anbindung. Vier der Altgewässer wurden in den letzten Jahren revitalisiert, an den anderen Gewässern liegen keine derartigen Maßnahmen vor. Alle untersuchten Altgewässer liegen außerdeichs in der rezenten Elbaue im Biosphärenreservat „Flusslandschaft Elbe“. Drei Altgewässer befinden sich in Sachsen-Anhalt, zwei in Niedersachsen und zwei in Brandenburg (vgl. Abb. 2). Eine Übersicht gibt Tabelle 1. Die Charakterisierung der Altgewässer erfolgt auf Grundlage bereits vorhandener Daten sowie durch eigene Beobachtungen bei den Begehungsterminen.



Abbildung 2: Lage der untersuchten Altgewässer im BR Flusslandschaft Elbe, Quelle (verändert): BR FLUSSLANDSCHAFT ELBE (o.J.)

**Tabelle 1: untersuchte Elbe-Altgewässer**

Altgewässer	Bundesland	Anbindung	Revitalisierung	Durchströmung
Altarm bei Parchau	ST	beidseitig/permanent	2004	permanent
Altarm Sandauerholz	ST	beidseitig/permanent	2006	temporär
Altarm Hohengören	ST	unterstromig/periodisch	-	periodisch
Altarm Sapels	NI	oberstromig/periodisch	2011/12	periodisch
Altarm Försterbrack	NI	unterstromig/periodisch	2011/12	periodisch
Altwässer Rühstädt I (Deich)	BB	keine	-	keine
Altwässer Rühstädt II (Düker)	BB	keine	-	keine

### 3.2.1 Altarm bei Parchau

Der untersuchte rechtselbisch gelegene Altarm bei Parchau mit einer Gesamtlänge von ca. 1200 m stellt ein ehemaliges Abgrabungsgewässer (Baggerloch) dar, das in den 1930ern durch Auskiesung eines vermutlich ehemaligen Elbe-Altarms oder einer Flutrinne entstand (JÄHRLING 2009). Die Renaturierung erfolgte als Kompensationsmaßnahme im Rahmen des Ausbaus des Elbe-Havel-Kanals zwischen Oktober und Dezember 2004. Vor der Revitalisierung war das Gewässer nur oberstromig über einen ca. 2 m breiten Kanal an die Elbe angebunden, durch den ab ca. Mittelwasser eine Durchströmung stattfand. Weiterhin bestand das Gewässer aus drei durch Panzertrassen weitgehend hydraulisch und ökologisch voneinander getrennten Bereichen. Im Rahmen der Revitalisierung wurden die Panzertrassen entfernt und eine unterstromige Anbindung des Altarms auf 10-15 m durch Beräumung des Zustrombereiches durchgeführt, so dass eine Durchströmung ab ca. 1 m unter MW stattfindet. Der oberstromige Zulauf wurde auf ca. 20 m verbreitert durch Anlage eines Muldeprofils. Eine Durchströmung erfolgt ab etwa 1 m unter MNW (JÄHRLING 2010). Seit der Revitalisierung und beidseitigen Anbindung an die Elbe wird der Altarm zwar nur wenig, aber permanent durchströmt. Er entspricht somit dem Altgewässertyp 20.A1 (Potamales Altgewässer der sandgeprägten Ströme mit permanenter Anbindung) nach POTTGIESSER & EHLERT (2012).



**Abbildung 3: Altarm bei Parchau, © GeoBasis-DE/LVermGeo LSA, 2017**

Der Altarm ist Teil des Biosphärenreservats Mittelelbe sowie des FFH-Gebiets „Elbauen bei Bertingen“ und des SPA-Gebiets „Elbaue Jerichow“.



### 3.2.2 Altarm Sandauerholz

Der ca. 1900 m lange Altarm Sandauerholz, eine ehemalige Flutrinne, wurde im Jahre 2006 nach über 70 Jahren (vgl. SEIDEL et al. 2016) wieder beidseitig an die Elbe angeschlossen. Zuvor bestand nur eine unterstromige Anbindung, wobei der Zustrombereich von hohen Sedimentablagerungen geprägt war, so dass der Altarm nur periodisch durchströmt wurde. Die Revitalisierungsmaßnahmen umfassten eine oberstromige Wiederanbindung des Altarms durch eine Verlängerung der bestehende Rinne um fast 800 m und den Bau einer Einlaufschwelle, die die Durchströmung des Altarms ab Mittelwasser (25,5 m NN) ermöglicht (DIEBEL 2012), an insgesamt über 190 Tagen pro Jahr (vgl. SEIDEL et al. 2016). Während den Sommermonaten besteht meist kein vollständiger Anschluss an den Hauptstrom, jedoch wird die Gewässerhydrologie über Qualmwasserspeisungen beeinflusst. Im Jahre 2012 erfolgten die ersten Makrozoobenthosuntersuchungen im revitalisierten Altarm. Die Ergebnisse sind in SEIDEL et al. (2016) festgehalten.



Abbildung 4: Altarm bei Sandauerholz, © GeoBasis-DE/LVermGeo LSA, 2017

Der Altarm entspricht nach POTTGIESSER & EHLERT (2012) dem Altgewässertyp 20.A1 (Potamales Altgewässer der sandgeprägten Ströme mit permanenter Anbindung). Das Gewässerumfeld und die Uferbereiche werden landwirtschaftlich genutzt, es erfolgt eine Beweidung mit Rindern in den Sommermonaten.

Das Gewässer liegt im Biosphärenreservat Mittelelbe in Sachsen-Anhalt und ist Teil mehrerer Schutzgebiete - des SPA-Gebiets „Elbaue Jerichow“, des FFH-Gebiets „Elbaue Werben und Alte Elbe Kannenberg“ sowie des Landschaftsschutzgebietes „Aland-Elbe-Niederung“.

### 3.2.3 Altarm bei Hohengören

Der ca. 2000 m lange Altarm bei Hohengören ist periodisch, unterstromig an die Elbe angebunden. Er entspricht nach POTTGIESSER & EHLERT (2012) dem Altgewässertyp 20.A2. Er weist überwiegend Stillgewässercharakter auf und wird etwa 199 Tage/Jahr durchströmt. Eine vollständige Durchströmung erfolgt jedoch erst bei HQ 10 (SEIDEL et al. 2016). Die Gewässereigenschaften entsprechen in etwa dem Altarm Sandauerholz vor dessen Revitalisierung (SEIDEL et al. 2016). Eine erste



Abbildung 5: Altarm bei Hohengören, © GeoBasis-DE/LVermGeo LSA, 2017

Untersuchung der Makroinvertebratengemeinschaft erfolgte wie in Sandauerholz im Jahre 2012 (vgl. SEIDEL et al. 2016).

Der Altarm entspricht dem Altgewässertyp 20.A2 (Potamales Altgewässer der sandgeprägten Ströme mit episodischer Anbindung). Das Gewässer liegt im Biosphärenreservat Mittelelbe und ist Teil des SPA-Gebietes „Elbaue Jerichow“, des FFH-Gebietes „Elbaue zwischen Sandau und Schönhausen“ und des Landschaftsschutzgebietes „Untere Havel“.

### 3.2.4 Altarm Sapels bei Viehle (Amt Neuhaus)

Der ca. 1600 m lange, rechtselbisch gelegene Altarm Sapels bei Viehle/Amt Neuhaus wurde zwischen 2011/2012 einseitig oberstromig an die Elbe angeschlossen. Die Verbindung wurde als eine ca. 80 m lange und ca. 10 m breite Rinne im südöstlichen Bereich des Altarms realisiert. Der Untergrund und das Ufer der Zuflussrinne bestehen überwiegend aus größeren Steinen, während der Altarm selbst überwiegend sandig bis schlammiges Substrat aufweist. Das Ufer ist, besonders deichseits, überwiegend sehr steil und schwer zugänglich. Das Altgewässer ist periodisch an die Elbe angeschlossen und zählt demnach zum Altgewässertyp 20.A2 nach POTTGIESSER & EHLERT (2012).

Der Altarm Sapels befindet sich im Biosphärenreservat Niedersächsische Elbtalaue, sowie im FFH-Gebiet „Elbniederung zwischen Schnackenburg und Geesthacht“ und dem SPA-Gebiet „Niedersächsische Mittelelbe“.

### 3.2.5 Altarm Försterbrack bei Gartow

Der linkselbisch gelegene Altarm Försterbrack bei Gartow umfasst eine Wasserfläche von ca. 500 m Länge, die Breite variiert zwischen 20 und 40 m. Am nordwestlich gelegenen Ende befindet sich eine schmale, ca. 150 m lange und 5 m breite Lateralrinne mit steinigem Untergrund als Verbindung zur Elbe. Die unterstromige, temporäre Anbindung erfolgte in den Jahren 2011/2012 als Revitalisierungsmaßnahme. Der Wasserzulauf ist nicht ganzjährig gegeben, bei Mittelwasser besteht keine Anbindung an den Hauptstrom und die Rinne fällt trocken. Das Altgewässer entspricht somit dem Typ 20.A2 nach POTTGIESSER & EHLERT (2012). Das Ufer ist besonders im nordwestlichen Bereich (deichseits) überwiegend sehr steil und auf ca. 150 m Länge mit einer Steinschüttung gesichert. An mehreren Stellen befinden sich seichte Buchten. Besonders das südöstliche Ufer fällt größtenteils flacher aus. Die Wassertiefe beträgt je nach Standort bis



Abbildung 6: Altarm Sapels bei Viehle/Amt Neuhaus, Bilder © 2017 DigitalGlobe, GeoBasis-DE/BKG, GeoContent, Kartendaten © 2017 GeoBasis-DE/BKG (©2009), Google



Abbildung 7: Altarm Försterbrack bei Gartow, Bilder © 2017 DigitalGlobe, GeoBasis-DE/BKG, GeoContent, Kartendaten © 2017 GeoBasis-DE/BKG (©2009), Google

zu 5 m.

Der Altarm befindet sich im Biosphärenreservat Niedersächsische Elbtalaue und ist Teil des FFH-Gebietes „Elbniederung zwischen Schnackenburg und Geesthacht“ sowie des SPA-Gebietes „Niedersächsische Mittelelbe“.

### **3.2.6 Altgewässer bei Rühstadt am Deich (Rühstädt I)**

Das Altwässer liegt ca. 1,5 km südwestlich von Rühstädt in Brandenburg rechtsseitig der Elbe direkt am Deich (außerdeichs) und weist eine Gesamtlänge von ca. 350 m auf sowie eine maximale Breite von unter 20 m. Das Gewässer besitzt keine Anbindung an die Elbe und weist einen typischen Stillgewässercharakter mit deutlichen Verlandungstendenzen auf. Es entspricht dem Altgewässertyp 20.A3 (= Potamiales Altgewässer der sandgeprägten Ströme ohne Anbindung). Die Wassertiefe ist sehr gering (< 1 m), wodurch das Gewässer im Sommer vermutlich zeitweise trockenfällt. Die Entfernung zur Elbe beträgt etwa 400 m (Luftlinie), bei Hochwasser wird das Gewässer vermutlich zeitweise überschwemmt.

Das Gewässer liegt im Biosphärenreservat „Flusslandschaft Elbe-Brandenburg“ und ist Teil mehrerer Schutzgebiete – des FFH-Gebietes „Elbdeichvorland“, des SPA-Gebietes „Unteres Elbtal“ und des Naturschutzgebietes „Wittenberge-Rühstädter Elbniederung“. Das Gewässer ist als FFH-Lebensraumtyp 3150 („Natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation vom Typ Magnopotamion oder Hydrocharition“) ausgewiesen (Quelle: bisher unveröffentlichte Daten der Biosphärenreservatsverwaltung Flusslandschaft Elbe-Brandenburg).

Das Altgewässer befindet sich in der Kernzone des Biosphärenreservates, die sich außerdeichs bis zur Elbe erstreckt. Das Gebiet wird sich selbst überlassen, deswegen ist das Gewässerumfeld von überwiegend sehr hoher Vegetation geprägt (mündliche Mitteilung durch Mitarbeiter der Naturwacht Brandenburg 2017).

### **3.2.7 Altgewässer bei Rühstädt am Düker (Rühstädt II)**

Bei dem zweiten brandenburgischen Altgewässer, das ca. 2 km (Luftlinie) nördlich vom ersten entfernt liegt, handelt es sich um eine langgestreckte Flutrinne entlang des Deiches (außerdeichs) mit einer Gesamtlänge von ca. 1300 m. Die Flutrinne liegt rechtsseitig der Elbe und weist keine Anbindung an diese auf. Das Altgewässer entspricht wie das vorangegangene dem Typ 20.A3. Die Entfernung zum Hauptstrom beträgt je nach Standort zwischen 700 und 900 m. Das Gewässer wird daher vermutlich nur bei großen Hochwasserereignissen überspült. Insgesamt ist die Rinne relativ flach (ca. 1 m), trocknet jedoch im Sommer nicht aus. Die Uferbereiche bestehen aus größeren Steinen und Schlamm, gefolgt von kiesigen und grobsandigen Bereichen. Die Gewässermitte weist wiederum schlammigen Untergrund auf. Das Ufer ist von Röhricht gesäumt, stellenweise treten hauptsächlich in den Randbereichen Wasserpflanzen wie die Teichrose, das Gewöhnliche Pfeilkraut, Wasserfenchel, Ästiger Igelkolben und die Schwanenblume auf.

Das Gewässer liegt im Biosphärenreservat Flusslandschaft Elbe-Brandenburg und ist Teil des FFH-Gebietes „Elbdeichvorland“ sowie des SPA-Gebietes „Unteres Elbtal“ und des Naturschutzgebietes „Wittenberge-Rühstädter Elbniederung“. Das Gewässer entspricht dem FFH-Lebensraumtyp 3150 („Natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation vom Typ Magnopotamion oder Hydrocharition“) (Quelle: bisher unveröffentlichte Daten der Biosphärenreservatsverwaltung Flusslandschaft Elbe-Brandenburg).





**Abbildung 9 (oben):** Abwässer Rühstädt I, Bilder © 2017 DigitalGlobe, GeoBasis-DE/BKG, GeoContent, Kartendaten © 2017 GeoBasis-DE/BKG (© 2009), Google

**Abbildung 8 (rechts):** Abwässer Rühstädt II, Bilder © 2017 DigitalGlobe, GeoBasis-DE/BKG, GeoContent, Kartendaten © 2017 GeoBasis-DE/BKG (© 2009), Google





## 4 Methodik

### 4.1 Probenahme Makroinvertebraten

Zur möglichst vollständigen Erfassung des Arteninventars wurden in jedem Altgewässer zwei Beprobungen des Makrozoobenthos zwischen April und Juli 2017 durchgeführt. Die genauen Termine sind Tabelle 2 zu entnehmen. Jedes Gewässer wurde durch zwei bis drei Probenehmer nach dem sogenannten „Zeitsammelverfahren“ (vgl. DGL 2012) zu Fuß solange beprobt, bis in den Keschern keine neuen Arten mehr nachgewiesen werden konnten. Die Gesamtdauer pro Gewässer variierte nach Größe und Artendiversität zwischen einer und zwei Stunde(n). Da die Gewässer nicht vollständig begehbar waren, erfolgte die Probennahme von zugänglichen Uferbereichen mit einem Handkescher, mit dem der Gewässergrund und die Ufervegetation durchsiebt wurden. Nach Möglichkeit fanden dabei alle Mikrohabitate und Substrattypen Berücksichtigung. Die Organismen aus dem Kescher wurden mit Hilfe einer Federstahlpinzette in eine Weißschale überführt.

Tabelle 2: Beprobungstermine

Altgewässer	1. Beprobung	2. Beprobung
Sandauerholz	18.04.2017	07.06.2017
Hohengören	18.04.2017	07.06.2017
Parchau	13.04.2017	23.06.2017
Sapels	06.04.2017	06.07.2017
Försterbrack	06.04.2017	06.07.2017
Rühstädt I und II	07.04.2017	07.07.2017

### 4.2 Bestimmung der Makroinvertebraten

Falls möglich wurde eine Lebendbestimmung der gesammelten Individuen vor Ort durchgeführt und die Tiere im Anschluss wieder in das Gewässer zurückgesetzt. Die Abschätzung der Häufigkeit der einzelnen Arten erfolgte anhand einer siebenstufigen Skala nach MEIER et al. (2006). Nicht direkt bestimmbare Taxa wurden in ein Gefäß mit 70%-igem Ethylalkohol überführt und im Labor unter einem Binokular bestimmt.

Tabelle 3: Abundanzskala für die Makroinvertebraten-Lebensortierung im Gelände und die geschätzte Individuenzahl pro m<sup>2</sup>, abgeleitet nach MEIER et al. (2006)

Häufigkeitsklasse	Beschreibung	Individuenzahl pro m <sup>2</sup>
1	Einzelfund	1,2
2	wenig	5,2
3	wenig bis mittel	16
4	mittel	52
5	mittel bis viel	160
6	viel	520
7	Massenvorkommen	5200

Die Bestimmung im Labor erfolgte bei den Proben aus den drei Altgewässern in Sachsen-Anhalt (Sandauerholz, Hohengören, Parchau) durch Herrn Prof. Dr. Lüderitz, bei den Proben aus den brandenburgischen und niedersächsischen Gewässern Sapels, Försterbrack,

Rühstädt I (am Deich) und II (am Düker) durch Herrn Prof. Lüderitz, Frau Mattern und teilweise in Eigenarbeit.

Folgende Großgruppen wurden im Rahmen dieser Studie untersucht und in die Altgewässerbewertung einbezogen:

- Odonata (Libellen)
- Ephemeroptera (Eintagsfliegen)
- Coleoptera (Wasserkäfer)
- Heteroptera (Wasserwanzen)
- Diptera (Zweiflügler)
- Megaloptera (Schlammfliegen)
- Trichoptera (Köcherfliegen)
- Crustacea (Krebstiere s.l.)
- Hirudinea (Egel)
- Bivalvia (Muscheln)
- Gastropoda (nur Süßwasserschnecken)

Die Bestimmung erfolgte in der Regel auf Artebene, bei den Dipteren auf Familien- oder Gattungsebene. Es wurde hauptsächlich folgende Literatur verwendet: BELLMANN (2007), EISELER (2010), EISELER & HESS (2013), FREUDE et al. (1971/1979), GLÖER & MEIER-BROOK (1998), HEIDEMANN & SEIDENBUSCH (2002), KLAUSNITZER (1996), NIEDRINGHAUS & STRAUSS (2014), WARINGER & GRAF (1997).

Die Gesamttaxaliste ist in Anhang I aufgeführt. Ergänzend wurde die Stetigkeit der einzelnen Arten ermittelt (siehe Anhang II). Diese entspricht der Anzahl der Gewässer, in denen die Art nachgewiesen wurde und kann folglich eine Zahl zwischen 1 und 7 annehmen.

## **4.3 Datenauswertung**

### **4.3.1 Autökologische Charakterisierung der Makroinvertebraten**

Den gesammelten Taxa wurden unter Verwendung der Software Asterics (Version 4.0.4, Stand: Oktober 2014, verfügbar unter: [fließgewässerbewertung.de](http://fließgewässerbewertung.de)) autökologische Daten, beispielsweise die Strömungspräferenz, zugeordnet. Die Software dient ausschließlich zur ökologischen Charakterisierung und Bewertung von Fließgewässern anhand des Makrozoobenthos. Sie ist auf Altgewässer nur bedingt anwendbar. Da die autökologischen Daten jedoch Gewässer-unabhängig bereitgestellt werden, können diese auch im Rahmen der Altgewässerbewertung verwendet werden.

Die Zuordnung der Daten erfolgt in Asterics auf Grundlage der operationellen Taxaliste Makrozoobenthos (Stand: Mai 2011), die für die Fließgewässerbewertung nach EU-WRRL herangezogen wird. Für die Auswertung in Asterics wurde im Vorfeld jeder gefundenen Art eine ID-Nummer aus der Liste zugeordnet, die auf der Zuordnung in der PERLODES-Datenbank basiert (PERLODES: deutsches Gewässerbewertungssystem zur Umsetzung der EU-WRRL auf Grundlage des Makrozoobenthos).

Für die Berechnungen in Asterics mussten die halbquantitativen Abundanzklassen im Vorfeld in Individuenzahlen umgerechnet werden. Dies erfolgte nach der in MEIER et al.

(2006) vorgeschlagenen Schätzskala. Die Zahlen wurden anschließend auf Individuen pro m<sup>2</sup> umgerechnet. Die Werte sind in Tabelle 3 aufgeführt.

In der Liste sind zum Teil mehrere Arten auf einer höheren Taxaebene (Gattung, Familie) zusammengefasst. Für Arten, die nicht explizit genannt sind, wurden die autökologischen Daten aus SCHMEDITJE & COLLING (1996) ergänzt, diese gingen jedoch nicht in die Berechnung mit Asterics ein.

#### 4.3.2 Gewässercharakterisierung und –bewertung

Zur Charakterisierung und zum Vergleich der Altgewässer auf Grundlage der Makroinvertebratenfauna wurden verschiedene Indizes berechnet, die im Folgenden kurz beschrieben werden. Anhang III enthält eine zusammenfassende Auflistung der Ergebnisse.

##### 4.3.2.1 Shannon-Wiener-Index (H<sub>s</sub>)

Der Shannon-Wiener-Index beschreibt die Artendiversität in einem definierten Biotop. Dabei wird neben der Artenzahl auch die Abundanz der vorkommenden Arten berücksichtigt. Je höher die Gesamtzahl und die Gleichverteilung der Arten, desto höher des Index und die Diversität im untersuchten Gewässer.

Formel:

$$H_s = -1 \times \sum_{i=1}^S \left[ \left( \frac{n_i}{N} \right) \times \ln \left( \frac{n_i}{N} \right) \right]$$

mit:

H<sub>s</sub> = Shannon-Wiener-Index

n<sub>i</sub> = Anzahl der Individuen der i-ten Art

N = Gesamtindividuenzahl

S = Gesamtartenzahl

Um zu prüfen, mit welcher Gewichtung die beiden Faktoren (Artenzahl, Abundanz) in den berechneten Diversitätswert eingehen, wurde zusätzlich die sogenannte „Evenness nach Shannon“ (E<sub>s</sub>) berechnet. Dabei wird der berechnete Diversitätswert in Relation zu dem bei derselben Gesamtartenzahl maximal erreichbaren Diversitätswert gesetzt.

Formel:

$$E_s = \frac{H_s}{H_{\max}} = \frac{H_s}{\ln S}$$

mit:

E<sub>s</sub> = Evenness nach Shannon

H<sub>s</sub> = Shannon-Wiener-Index

H<sub>max</sub> = maximaler Diversitätswert bei gegebener Gesamtartenzahl

S = Gesamtartenzahl

Die Evenness kann einen Wert zwischen 0 und 1 annehmen. Ein Wert von 1 bedeutet, dass eine vollkommene Gleichverteilung der Individuen auf die vorkommenden Arten vorliegt. Dies erhöht wiederum den Diversitätsindex ( $H_S$ ).

#### 4.3.2.2 Conservation Index nach KAULE (1991)

Der Conservation Index nach KAULE (1991) stellt ein Maß für den naturschutzfachlichen Wert eines Biotops bzw. dessen Schutzwürdigkeit anhand des Gefährdungsgrades der vorkommenden Taxa dar. Die Bewertung erfolgt anhand der Anzahl an bundesweit oder landesweit gefährdeten Arten auf Grundlage der entsprechenden Roten Listen. Die Bewertung erfolgt nach der in Tabelle 4 aufgeführten Skala von 5 bis 9.

**Tabelle 4: Conservation Index nach KAULE (1991) - Bewertungsskala**

Conservation Index	Bedeutung
9	gesamtstaatlich bedeutsam
8	überregional bis landesweit bedeutsam
7	regional bedeutsam
6	lokal bedeutsam und artenschutzrelevant
5	verarmt, noch artenschutzrelevant

Zur Einstufung des Conservation Index gelten folgende Kriterien (übernommen aus: LÜDERITZ et al. 2009):

- Stufe 9: mindestens eine Art der Kategorie 0 oder 1 (RL Deutschland) oder drei Arten der Kategorie 1 (RL Bundesland)
- Stufe 8: mindestens eine Art der Kategorie 0 oder 1 (RL Bundesland) oder mindestens drei Arten Kategorie 2 (RL Deutschland oder Bundesland) oder mindestens eine Art Kategorie 2 (RL Deutschland oder Bundesland) und mindestens drei Arten Kategorie 3 (RL Bundesland)
- Stufe 7: mindestens drei Arten Kategorie 3 (RL Bundesland) oder eine Art Kategorie 2 (RL Deutschland oder Bundesland)
- Stufe 6: mindestens eine Art Kategorie 3 (Bundesland) oder mindestens drei Arten der Vorwarnliste (Bundesland)
- Stufe 5: mindestens eine Art der Vorwarnliste (Bundesland)

mit:

Kategorie 0: ausgestorben

Kategorie 1: vom Aussterben bedroht

Kategorie 2: stark gefährdet

Kategorie 3: gefährdet

Die verwendeten Roten Listen zur Ermittlung des Gefährdungsgrades sind in Kapitel 7 aufgeführt.

#### 4.3.2.3 EPTCBO-Anzahl

Die Gesamtartenzahl der Ephemeroptera (Eintagsfliegen), Plecoptera<sup>1</sup> (Steinfliegen), Trichoptera (Köcherfliegen), Coleoptera (Käfer), Bivalvia (Muscheln) und Odonata (Libellen) gilt als Maß für die Ökosystemqualität. Die berücksichtigten Artengruppen reagieren sensibler auf Stressoren wie Gewässerverschmutzung und Degradation der Gewässermorphologie als andere Makrozoobenthos-Artengruppen. Je höher der Indexwert, desto höher die Arten- und Habitatdiversität in einem Gewässer.

Berechnung:

$\Sigma$ Taxazahl der Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, Bivalvia und Odonata

#### 4.3.2.4 Rheoindex nach BANNING (1988)

Der Rheoindex nach BANNING (1988) beschreibt das Verhältnis von Fließgewässerarten (rheophile und rheobionte Taxa) zu den Stillgewässerarten (limnophile und limnobionte Taxa) und den Ubiquisten. Er gibt die biologisch wirksamen Strömungsverhältnisse wieder. Der Indexwert variiert zwischen 0 (nur Stillgewässerarten/Ubiquisten) und 1 (nur strömungsliebende Arten).

Formel:

$$\text{Rheoindex} = \frac{2 \times \sum \text{HK (FW)}}{2 \times \sum \text{HK (FW)} + 2 \times \sum \text{HK (SGW)} + \sum \text{HK (Ub)}}$$

mit:

HK (FW) = Häufigkeitsklasse der Fließgewässertaxa  
HK (SGW) = Häufigkeitsklasse der Stillgewässertaxa  
HK (Ub) = Häufigkeitsklasse der Ubiquisten

Die Berechnung wurde mit der Software Asterics 4.0.4 durchgeführt.

#### 4.3.2.5 Odonate River Index (ORI)

Der Odonate River Index nach GOLFIERI et al. (2016) wurde aus dem Odonate Habitat Index (CHOVANEC & WARINGER 2001) entwickelt und ähnelt dem Floodplain Index (s.u.). Beim ORI erfolgt die Gewässerbewertung ausschließlich anhand der Libellen (Odonata) unter Berücksichtigung der Abundanzen der einzelnen Taxa. Der ORI ist ein multimetrischer Index, der sich aus fünf Metrics zusammensetzt:

- Die Gesamtartenzahl
- Die Anzahl an intoleranten Arten, d.h. Arten mit einer engen Habitatbindung (IW  $\geq$  3)
- Die Anzahl an Familien
- OHI-Mittelwert (Maß für das Verhältnis von Still- und Fließgewässerarten)
- OHI-Wertebereich (Maß für die Habitatheterogenität)

---

<sup>1</sup>Anmerkung: Da keine Steinfliegen (Plecoptera) in den Altgewässern nachgewiesen wurden, ging diese Artengruppe nicht in die Berechnung des EPTCBO-Anteil ein.

Der OHI wird nach folgender Formel berechnet:

$$\text{OHI} = \frac{\sum(\text{HV} \times \text{A} \times \text{IW})}{\sum(\text{A} \times \text{IW})}$$

mit:

HV = habitat value (Habitatwert)

A = Abundanz

IW = indication weight (Indikationsgewicht)

Die zur Berechnung benötigten artspezifischen Werte wurden auf Grundlage von Untersuchungen in Norditalien erstellt. Die Habitatwerte weichen dabei von den Habitatwerten zur Berechnung des OHI nach CHOVANEC & WARINGER (2001) ab, die auf Grundlage von Untersuchungen an der österreichischen Donau aufgestellt wurden.

In dieser Arbeit wurde untersucht, ob der ORI auch auf Elbe-Altgewässer übertragbar ist. Die Habitatwerte und Indikationsgewichte wurden dabei aus CHOVANEC & WARINGER (2001) übernommen.

GOLFIERI et al. (2016) verwenden für die Berechnung eine 5-stufige Abundanzskala. Die Abundanzschätzung in der vorliegenden Studie erfolgte anhand einer 7-stufigen Skala, die nachträglich an die ORI-Skala angepasst wurde (vgl. Tabelle 5).

**Tabelle 5: Anpassung der Abundanzklasse nach GOLFIERI et al. (2016) und nach MEIER et al. (2006) zur Berechnung des ORI**

Abundanzklassen nach GOLFIERI et al. (2016), angepasst	Abundanzklassen nach MEIER et al. (2006)	Beschreibung
1	1	Einzelfund
2	2	selten
2,5	3	selten-mäßig
3	4	mäßig
3,5	5	mäßig-häufig
4	6	häufig
5	7	sehr häufig

Den Ergebnissen der einzelnen Metrics wird nach den Kriterien in GOLFIERI et al. (2016) eine Punktzahl zwischen 0 und 2 (Klasse A-C) zugeordnet.

**Tabelle 6: Qualitätsklassen (A-C) zur Bewertung der ORI-Metrics; übernommen aus: GOLFIERI et al. (2016)**

ORI-Metric	Klasse A – score 2	Klasse B - score 1	Klasse C – score 0
Gesamtartenzahl	N ≥ 15	14-8	7-0
Intolerante Arten	N ≥ 6	5-3	2-0
Anz. Familien	9-7	6-4	3-0
OHI – Mittelwert	2.0 > MW ≥ 1.5	2.5 > MW ≥ 2.0; MW < 1.5	MW ≥ 2.5
OHI - Wertebereich	≥ 1.25	1.25 > Bereich ≥ 0.5	Bereich < 0.5

Der ORI berechnet sich dann aus der Summe aller Metricpunkte, geteilt durch die maximal erreichbare Punktzahl (= 10).

$$\text{ORI} = \sum \text{Metricpunkte} / 10$$

Der ORI nimmt einen Wert zwischen 0 und 1 an. Aus dem ORI kann dann der ökologische Zustand des Gewässers entsprechend den Anforderungen nach EU-WRRL abgeleitet werden (vgl. Tab. 7). Je höher der ORI, desto besser der Gewässerzustand. Altgewässer in einem sehr guten oder guten Zustand enthalten nach GOLFIERI et al. (2016) eine hohe Anzahl an sich-fortpflanzenden und intoleranten Arten, mindestens 6 Familien, einer hohen Habitatdiversität (repräsentiert durch den OHI-Wertebereich) sowie einer ausgewogenen Libellen-Gemeinschaft aus Fließgewässer- und Stillgewässerarten (repräsentiert durch den OHI-Mittelwert).

**Tabelle 7: Zuordnung der ORI-Werte zu den ökologischen Zustandsklassen (nach: GOLFIERI et al. 2016)**

<b>ORI</b>	<b>Ökologischer Zustand</b>
1-0.9	sehr gut
0.8-0.7	gut
0.6-0.4	mäßig
0.3-0.2	unbefriedigend
0.1-0	schlecht

#### **4.3.2.6 Floodplainindex (FI)**

Der Floodplain Index nach CHOVANEC et al. (2005) wurde zur Bewertung des ökologischen Zustandes von Fluss-Auen-Systemen entwickelt, speziell für die Beurteilung der lateralen hydrologischen Konnektivität zwischen Fluss und Auengewässern. Der Index basiert wie der ORI auf bereits bestehenden Indizes – dem „Odonate Habitat Index“ (CHOVANEC & WARINGER 2001) und dem „Caddisfly Habitat Index“ (WARINGER & GRAF 2002) - und wurde um mehrere Indikatorgruppen erweitert. Die Gesamtbewertung erfolgt anhand der vorkommenden Mollusken, Köcherfliegen, Libellen, Amphibien und Fische.

Als Berechnungsgrundlage dienen artspezifische Habitatwerte, die die mittlere Habitatpräferenz bezüglich der lateralen Konnektivität zum Hauptstrom der jeweiligen Art beschreiben und einen Wert zwischen 1 und 5 annehmen können, wobei der Wert 1 für Arten steht, die ausschließlich durchströmte Gewässer bewohnen und 5 für Arten, die temporäre Stillgewässer bewohnen (vgl. Tab. 8). Zusätzlich fließen in den FI artspezifische Indikationsgewichte ein, die die Verteilung einer Art auf die einzelnen Habitattypen beschreiben. Der Wert 1 steht dabei für euryöke und 5 für stenöke Arten (=Arten, die nur einen bestimmten Habitattypen besiedeln). Das Indikationsgewicht soll zur Ermittlung von Arten dienen, die eine enge Habitatbindung besitzen (Indikationsgewicht  $\geq 3$ ). Die artspezifischen Werte, die anhand von Literaturdaten und eigenen Erfahrungswerten an der österreichischen Donau gewonnen wurden, sind WARINGER et al. (2005) zu entnehmen.

Zur Ermittlung des Floodplain Index werden die Habitatwerte und Indikationsgewichte aller an einem Gewässer gefundenen Arten summiert.

Formel:

$$FI = \frac{\sum(HV \times IW)}{\sum IW}$$

mit:

HV = habitat value (Habitatwert)

IW = indication weight (Indikationsgewicht)

Das Ergebnis, eine Zahl zwischen 1 und 5, repräsentiert die Habitatpräferenz der untersuchten Biozönose. In Tabelle 8 ist eine kurze Beschreibung der Habitattypen aufgeführt. Diese beschreiben einen Gradienten von permanent durchströmten (H1) zu temporär wasserführenden Gewässern (H5).

**Tabelle 8: Zuordnung der FI-Bereiche zu Habitattypen (H1-H5) und Beschreibung der einzelnen Kategorien (angelehnt an: CHOVANEC & WARINGER 2001)**

FI	Habitattyp	Beschreibung nach CHOVANEC et al. (2005)
1.0-1.8	H1	Beidseitig angebundener, permanent durchflossener Wasserkörper bei Mittelwasser, keine Makropten im Freiwasser
1.9-2.6	H2	Einseitig angebundener Wasserkörper (unterstromig) bei Mittelwasser, nur wenige Makrophyten
2.7-3.4	H3	Anbindung nur bei Hochwasser, Makrophytendeckungsgrad im Freiwasser $\leq 20\%$
3.5-4.2	H4	Anbindung nur bei Hochwasser, Makrophytendeckungsgrad im Freiwasser $> 20\%$
4.3-5.0	H5	Temporär wasserführende Gewässer, kein permanenter Wasserkörper, Wasserstand hauptsächlich vom Grundwasserspiegel abhängig

#### 4.3.2.7 Oxbow Lake Index (OLI)

Mit dem Oxbow Lake Index nach LÜDERITZ et al. (2009) wurde ermittelt, in welchem Altersstadium (Initial-, Optimal-, Terminalphase) sich die untersuchten Altgewässer befinden. Hierzu wurde die Artenzusammensetzung im Gewässer mit dem Leitbild für die einzelnen Stadien verglichen. Die Leitbilder sind in LÜDERITZ et al. (2009) dargestellt. Das Leitbild beinhaltet charakteristische Altgewässerarten, denen je nach Präferenz für ein oder mehrere Altersstadien eine entsprechende halbquantitative Abundanzklasse zwischen 1 (sehr selten) und 7 (Massenvorkommen) zugeordnet wurde. Die Zuordnung erfolgte auf Grundlage der autökologischen Merkmale der einzelnen Taxa hinsichtlich Habitatinanspruchnahme, Strömungspräferenz, Ernährungstyp und längszonale Verteilung (Module 1-4). Ergänzt wurde das Leitbild nach LÜDERITZ et al. (2009) durch die nachgewiesenen Gomphiden-Arten (persönliche Mitteilung Hr. Prof. Dr. Lüderitz vom 31.08.2017, vgl. Tabelle 9).

**Tabelle 9: Vorkommen ausgewählter Libellen-Arten der Familie Gomphidae in den verschiedenen Entwicklungsstadien von Flussaltgewässern mit halbquantitativer Angabe der jeweiligen Häufigkeit (0 = fehlend, 1 = sehr selten, 2 = selten, 3 = nicht häufig, 4 = verbreitet, 5 = häufig, 6 = sehr häufig, 7 = Massenvorkommen)**

Art	initial	optimal	terminal
<i>Gomphus vulgatissimus</i>	4	2	0
<i>Gomphus pulchellus</i>	3	2	0
<i>Gomphus flavipes</i>	4	2	0
<i>Ophiogomphus cecilia</i>	3	0	0

Die Abundanzen der Leitbildarten werden den Abundanzen der Arten im untersuchten Gewässer gegenübergestellt. Die Charakterisierung der Makrozoobenthosgemeinschaft im Untersuchungsgewässer und den einzelnen Altersstadien bezüglich der oben genannten Merkmale (Modul 1-4) erfolgte mit der Software Asterics 4.0.4. Für die Berechnung wurden die Abundanzklassen zuvor in Individuenzahlen/m<sup>2</sup> umgerechnet (vgl. Tabelle 2).

Im Anschluss wurden die Ergebnisse in den einzelnen Altersstadien und des Untersuchungsgewässers gegenübergestellt und die Übereinstimmung des untersuchten Gewässers mit den Leitbildern der einzelnen Altersstadien berechnet. Beispielhaft ist im



Folgenden die Berechnung der Übereinstimmung des Altarmes Sandauerholz mit dem Leitbild der Initialphase für das Modul „Strömungspräferenz“ dargestellt:

- a) Die Berechnungsergebnisse aus Asterics für das Untersuchungsgewässer und das Leitbild werden gegenübergestellt und die Übereinstimmung berechnet. Diese entspricht dem jeweils kleineren Wert der vorangegangenen Spalten. Für jede Spalte wird im Anschluss die Summe berechnet.

**Tabelle 10 : Berechnungsergebnisse (Asterics) für das Modul "Strömungspräferenz" für den Altarm Sandauerholz und das Leitbild der Initialphase sowie die Übereinstimmung zwischen den Ergebnissen**

Strömungspräferenz	Sandauerholz	Leitbild (Initial)	Übereinstimmung
- Anteil limnobionte Arten [%]	2,175	16,828	2,175
- Anteil limnophile Arten [%]	27,447	6,605	6,605
- Anteil limnorheophile Arten [%]	30,658	27,43	27,43
- Anteil rheolimnophile Arten [%]	9,322	18,637	9,322
- Anteil rheophile Arten [%]	2,061	7,152	2,061
- Anteil rheobionte Arten [%]	0,829	1,683	0,829
- Summe [%]	<b>72,49</b>	<b>78,34</b>	<b>48,42</b>

- b) Aus der Summe (Sandauerholz) und Summe (Leitbild) wird der Mittelwert berechnet:  
 $(72,49+78,34)/2 = 75,41$

- c) Die Summe (Übereinstimmung) wird durch den berechneten Mittelwert geteilt:  
 $48,42/75,41 = 0,64$

Das Ergebnis zeigt, dass der Altarm Sandauerholz im Modul „Strömungspräferenz“ zu 64 % mit dem Leitbild der Initialphase übereinstimmt. Im Anschluss erfolgt dieselbe Berechnung für die anderen drei Module (Habitatanspruchnahme, Ernährungstyp und längszonale Verteilung). Aus den Ergebnissen der vier Module wird abschließend der Mittelwert gebildet, der die Gesamtübereinstimmung zwischen dem Gewässer und dem Leitbild der Initialphase widerspiegelt.

Aus den Ergebnissen für die einzelnen Altersphasen lässt sich zudem das relative Alter des untersuchten Gewässers abschätzen. Dazu wird die Differenz der Prozentpunkte zwischen der Initialphase und der Terminalphase berechnet ( $\Delta_{\text{Initial-Terminal}}$ ). Die Bewertung des Alterungsgrades nach LÜDERITZ et al. (2009) ist Tabelle 11 zu entnehmen.

**Tabelle 11: Einschätzung des Alterungsgrades von Altgewässern auf Grundlage des OLI, nach LÜDERITZ et al. (2009)**

$\Delta_{\text{Initial-Terminal}}$	Alter
$\geq +10$	sehr jung
$\geq +5$	jung
$< +5; > -5$	mäßig gealtert
$\leq -5$	alt
$\leq -10$	sehr alt

#### 4.3.2.8 quantifizierter Leitartenindex (LAIq)

Der quantifizierte Leitartenindex (LAIq) nach LÜDERITZ et al. (2009) wurde ergänzend zum OLI berechnet. Dabei erfolgt ein direkter Vergleich der im Gewässer nachgewiesenen Arten mit den Leitarten der einzelnen Altersphasen unter Berücksichtigung der Abundanzen (A):

$$\text{LAIq (\%)} = \frac{\sum A(\text{Leitarten})}{\sum A(\text{Gesamtarten})} \times 100$$

#### 4.3.2.9 Korrelationsanalyse

Um zu prüfen, ob ein positiver Zusammenhang zwischen den Ergebnissen des LAI und des OLI besteht, wurde eine Korrelationsanalyse durchgeführt. Auf Grund des relativ kleinen Stichprobenumfangs wurde der nicht-parametrische Spearman Rang-Korrelationskoeffizient  $r_s$  mit dem Programm SPSS (IBM SPSS Statistics Subscription) berechnet. Es wurde ein zweiseitiges Testverfahren durchgeführt. Die Irrtumswahrscheinlichkeit  $p$  wurde auf 5 % festgelegt, d.h. bei  $p < 0.05$  besteht ein signifikanter Zusammenhang zwischen dem LAIq und dem OLI.

#### 4.3.2.10 Sørensen-Index (I)

Der Sørensen-Index (auch Sørensen-Quotient) beschreibt die Ähnlichkeit zweier Standorte, in diesem Fall zweier Altgewässer, anhand der Artengemeinschaften. Die Ähnlichkeit beruht auf der Anzahl der gemeinsam vorkommenden Taxa, die Dominanzverhältnisse bleiben dabei unberücksichtigt.

Formel:

$$I = \frac{2S_G}{S_A + S_B}$$

mit:

$S_G$  = Anzahl der in beiden Gewässern vorkommenden Taxa

$S_A$  = Anzahl der in Gewässer A vorkommenden Taxa

$S_B$  = Anzahl der in Gewässer B vorkommenden Taxa

**Tabelle 12: Grenzen der Ähnlichkeiten bei der Altwasserbewertung nach LÜDERITZ et al. (2009), verändert**

Sørensen-Index	Ähnlichkeit
$\geq 0,4$	sehr groß
$\geq 0,3$	groß
$\geq 0,2$	mäßig
$\geq 0,1$	gering
$< 0,1$	sehr gering

#### 4.3.2.11 Hierarchische Clusteranalyse

Mit dem Programm SPSS (IBM SPSS Statistics Subscription) wurde eine hierarchische Clusteranalyse (WARD-Methode, Proximitätsmaß: Quadrierte euklidische Distanz, binäre Daten) durchgeführt, um die Ähnlichkeit der einzelnen Gewässer zueinander zu ermitteln. Wie beim Sørensen-Index erfolgte der Vergleich auf Grund des Vorhandenseins/Fehlens von

Arten, die Artabundanzen gingen in die Berechnung nicht mit ein. Im Gegensatz zum Sørensen-Index erfolgt die Berechnung der Ähnlichkeit nicht paarweise, sondern bezieht alle Gewässer mit ein. Das Ergebnis ist als Dendrogramm dargestellt, das die Ähnlichkeit der einzelnen Gewässer beschreibt. Während auf der vertikalen Achse die Gewässer dargestellt sind, beschreibt die horizontale Achse die Heterogenität in einem durch das Programm festgelegten normierten Bereich. Jedes Gewässer stellt zunächst ein eigenes Cluster dar, diese werden dann im Folgenden zu größeren Clustern zusammengeführt. Je geringer der Abstand zwischen zwei Ursprungsclustern (Gewässern), desto ähnlicher sind sich diese.

## 5 Ergebnisse

### 5.1 Gesamtübersicht über die nachgewiesenen Makroinvertebraten

In den sieben untersuchten Elbe-Altgewässern konnten insgesamt 162 Makrozoobenthos-Taxa nachgewiesen werden. In Abbildung 10 ist die prozentuale Verteilung auf die einzelnen Artengruppen dargestellt. Die artenreichsten Gruppen stellen demnach die Coleoptera part. (Wasserkäfer) mit insgesamt 24 % (40 Taxa) dar, gefolgt von den Trichoptera (Köcherfliegen) mit 17 % (27 Taxa) und den Odonata (Libellen) mit 15 % (24 Taxa).

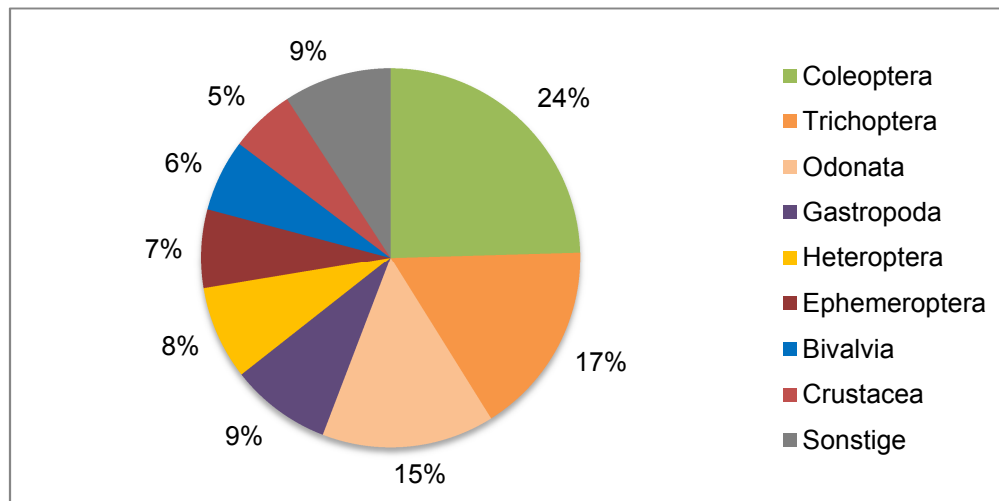


Abbildung 10: Anteil der Artengruppen am Gesamtartenspektrum (n = 163; in %), Sonstige = alle Großgruppen mit einem Gesamtanteil von < 5 % (Diptera, Megaloptera, Turbellaria, Oligochaeta, Hirudinea).

Hinsichtlich der Habitatpräferenz sind in allen Gewässern die Phytal-Bewohner vorherrschend und machen zwischen 33 % (Altarm Parchau) und 51 % (Altarm Försterbrack) an der Gesamtzönose aus, gefolgt von den Lithal- und Pelal-Bewohnern. Bezüglich der Ernährungsformen dominieren die räuberisch lebenden Arten, die in den Gewässern Sapels und Sandauerholz über 40 % ausmachen. In den Altwässern bei Rühstädt weisen die Weigegänger und Sammler (Sedimentfresser) einen höheren Anteil am Gesamtartenspektrum auf als die Räuber. Bei den Fortbewegungstypen dominieren in allen Gewässern die schwimmenden/tauchenden oder die kriechenden/laufenden Arten. Im Altarm Parchau machen letztere über 50 % am Gesamtartenspektrum aus, während der Anteil an schwimmenden/tauchenden Arten bei rund 17 % liegt. Eine Übersicht über die prozentuale Verteilung der ökologischen Kenngrößen in den Gewässern (Ergebnisse der Berechnung in Asterics) gibt Anhang V.

Eine Übersicht über die Stetigkeit der Taxa ist der Tabelle in Anhang II zu entnehmen. Rund 5 % (8 Arten) kommen in allen Gewässern vor und dann meist mit einer hohen Abundanz. Es handelt es um meist weit verbreitete Arten, die überwiegend keine oder nur eine geringe Durchströmung bevorzugen. Sehr häufig ist die Eintagsfliege *Cloeon dipterum*, eine Phytal-bewohnende, ubiquitäre Art. Auch die Kleinlibellenlarve *Ischnura elegans*, die überwiegend im Phytal anzutreffen ist, tritt in allen Gewässern meist in einer hohen Individuendichte auf, die höchste Abundanz zeigt sich im Altarm Sandauerholz. Daneben kommen die Wasserwanzen *Sigara nigrolineata* und *Ilyocoris cimicoides* sowie *Notonecta glauca* vor. Diese Arten besitzen keine besonderen ökologischen Ansprüche, die letzten zwei bewohnen

jedoch überwiegend vegetationsreiche Stillgewässer. Unter den Wasserkäfern tritt die limnophile Art *Hydrobius fuscipes* in allen Gewässern im Bereich mit Vegetation in mittlerer Individuendichte auf. Auch die beiden Wasserschnecken *Planorbis planorbis* und *Radix balthica* bevorzugen vegetationsreiche Stillgewässer und treten in allen Gewässern mit geringer bis hoher Abundanz auf.

Das Artenspektrum beinhaltet mehrere seltene bzw. landes- oder bundesweit gefährdete Arten, darunter die deutschlandweit als „vom Aussterben bedroht“ geltende Arten *Sphaerium rivicola* und *Sphaerium solidum*. Der Anteil an Rote-Liste-Arten variiert zwischen den Gewässern und ist in Kapitel 5.2 aufgeführt. Die meisten Arten wurden nur in jeweils einem oder zwei Gewässern nachgewiesen. Eine Ausnahme bildet die Käferart *Rhantus latitans*, die in allen Bundesländern (BB, NI, ST) als gefährdet gilt (RL 3) und mit Ausnahme des Altarms Parchau in allen Gewässern in geringer bis mittlerer Individuendichte auftritt.

Insgesamt konnten in den Gewässern zehn Neozoen nachgewiesen werden, davon sechs Arten aus der Großgruppe der Krebstiere, zwei Muschel- und zwei Schneckenarten. Lediglich im Altwässer Rühstädt I wurden keine gebietsfremden Arten ermittelt. Der Höckerflohkrebs *Dikerogammarus villosus* ist in insgesamt fünf Gewässern mit einer mittleren bis hohen Individuendichte vertreten. Andere Arten wie *Oronectes limosus* und *Atyaephyra desmaresti* konnten nur vereinzelt mit geringer Individuendichte nachgewiesen werden.

## **5.2 Charakterisierung der Altgewässer anhand der Makroinvertebratenbesiedlung**

### **5.2.1 Altarm Sandauerholz**

Der beidseitig angebundene, periodisch durchströmte Altarm bei Sandauerholz weist von den untersuchten Altgewässern die höchste Gesamtartenzahl auf. Es konnten insgesamt 94 Taxa nachgewiesen werden. Der Shannon-Wiener-Index ergibt eine große bis sehr große Artendiversität für das untersuchte Gewässer ( $H_S = 3,84$ ) mit einer weitgehenden Gleichverteilung der Individuen auf die vorkommenden Taxa ( $E_S = 0,85$ ). Der EPTCBO-Anteil nimmt mit 64 Taxa einen großen Anteil (68 %) an der Gesamtartenzahl ein.

Unter den nachgewiesenen Taxa befinden sich mehrere bundes- und landesweit gefährdete Arten (vgl. Tab. 13). Darunter die Kugelmuscheln *Sphaerium rivicola* und *Sphaerium solidum*, die in Deutschland als „vom Aussterben bedroht“ gelten (RL 1). Die beiden Arten konnten nur in dem Altarm bei Sandauerholz nachgewiesen werden. Mehrere Arten sind zudem auf der Vorwarnliste geführt. Auf Grund des Vorkommens zweier Arten der Roten-Liste-Kategorie 1 (RL Deutschland) wird das Gewässer nach dem Conservation Index nach KAULE (1991) naturschutzfachlich als „gesamtstaatlich bedeutsam“ (CI = 9) eingestuft. Insgesamt werden knapp 10 % der Taxa auf der landesweiten Roten Liste geführt. Der Altarm weist damit den höchsten Anteil an gefährdeten Arten von allen untersuchten Gewässern auf.

Weiterhin wurden die Larven von drei Flussjungferarten (Gomphidae) in dem Gewässer gefunden. Darunter die europarechtlich streng geschützten Arten *Gomphus flavipes* und *Ophiogomphus cecilia* (Anhang IV der FFH-RL, EU 2013).

Der Neozoenanteil ist mit ca. 6 % relativ gering. Es wurden sechs gebietsfremde Arten nachgewiesen, die Höckerflohkrebs *Dikerogammarus villosus* und *Dikerogammarus*

*haemobaphes*, die Muscheln *Corbicula fluminea* und *Dreissena polymorpha* sowie die Donau-Assel (*Jaera istri*) und die Wasserschneckenart *Potamopyrgus antipodarum*.

**Tabelle 13: Gefährdete Arten nach der Roten Liste Deutschlands (RL D) bzw. Sachsen-Anhalts (ST) im Altarm Sandauerholz mit: 3 = gefährdet, 2 = stark gefährdet, 1 = vom Aussterben bedroht, V = Vorwarnliste, \* = ungefährdet**

Großgruppe	Art	RL D	RL ST
Ephemeroptera	<i>Kageronia fuscogrisea</i>	3	
Trichoptera	<i>Potamophylax luctuosus</i>		2
	<i>Erotosis baltica</i>	3	2
	<i>Hydropsyche bulgaromanorum</i>		3
Coleoptera	<i>Rhantus latitans</i>		3
Odonata	<i>Calopteryx splendens</i>		V
	<i>Gomphus flavipes</i>		V
	<i>Gomphus vulgatissimus</i>	V	2
	<i>Ophiogomphus cecilia</i>		2
	<i>Libellula fulva</i>		1
	<i>Erythromma najas</i>		V
Bivalvia	<i>Sphaerium rivicola</i>	1	3
	<i>Sphaerium solidum</i>	1	1
	<i>Anodonta anatina</i>	V	
	<i>Unio pictorum</i>	V	
Gastropoda	<i>Stagnicola palustris</i>	V	
	<i>Physa fontinalis</i>	V	

Im Altarm sind zehn charakteristische Fließgewässerarten (rheophile/rheobionte Arten) vertreten, darunter die Gomphiden *Gomphus flavipes*, *Gomphus vulgatissimus* und *Ophiogomphus cecilia*, die Eintagsfliegen *Procloeon bifidum* und *Potamanthus luteus*, die Köcherfliegen *Hydropsyche bulgaromanorum* und *H. contubernalis* sowie die beiden *Sphaerium*-Arten (*S. rivicola* und *S. solidum*). *Ophiogomphus cecilia* und *Procloeon bifidum* werden als rheobiont (= an strömendes Wasser gebunden) charakterisiert. Alle genannten Arten konnten nur in Sandauerholz nachgewiesen werden. Der vergleichsweise hohe Anteil an Fließgewässerarten spiegelt sich auch im Rheoindex nach BANNING (1998) wieder, der in Sandauerholz mit 0.3 den höchsten Wert annimmt, gefolgt von Parchau und Hohengören mit 0.1. In den anderen Gewässern liegt der Index bei 0, die Makroinvertebratengemeinschaft besteht demnach ausschließlich aus Stillgewässerarten und Ubiquisten.

Neben den Fließgewässerarten sind auch Taxa vertreten, die eine enge Bindung an Stillgewässer aufweisen, unter anderem viele der gefundenen Wasserkäfer wie *Hydrochara caraboides*, *Rhantus notatus* und Vertreter der Gattung *Haliphus* spp. (*H. fluviatilis*, *H. ruficollis*).

Im Vergleich zu den anderen Altgewässern ist der Anteil an Süßwassermuscheln sehr hoch. Es wurden sechs heimische Muschelarten aus der Familie der Sphaeriidae gefunden sowie zwei Großmuschelarten aus der Familie der Unionidae (*Unio pictorum* und *Anodonta anatina*).

In dem Altarm wurde mit 13 Taxa die höchste Anzahl an Libellen nachgewiesen. Nach dem Odonate River Index weist das Gewässer einen guten ökologischen Zustand auf (ORI = 0.8)

mit einer „gut-strukturierten“ Libellengemeinschaft. Dies wird vor allem durch einen relativ hohen Anteil an Arten (N = 13) und Familien (N = 6) und vielen Arten mit einer engen Habitatbindung (Metric „intolerante Arten“: N = 8) sowie der verhältnismäßig hohen Habitatheterogenität (Metric „OHI range“ = 2.2) begründet. Zudem zeigt sich im Altarm Sandauerholz im Vergleich zu den anderen Gewässern eine ausgewogene Libellengemeinschaft mit rheo- und limnophilen Arten (Metric „OHI-mean“ = 2.9).

Nach dem Oxbow Lake Index (OLI) nach LÜDERITZ et al. (2009) handelt es sich um ein mäßig gealtertes Gewässer ( $\Delta_{\text{Initial-Terminal}} = -5$ ), das die höchste Übereinstimmung mit den Leitarten der Optimalphase aufweist und in die Terminalphase drängt (vgl. Abbildung 11), aber auch eine hohe Übereinstimmung mit der Initialphase zeigt. Der quantifizierte Leitartenindex zeigt mit 62 % ebenfalls die höchste Übereinstimmung zwischen den Arten des Altarms und den Leitarten der Optimalphase. Die Übereinstimmung mit der Initialphase liegt bei 41 %, mit der Terminalphase bei 37 %.

Mit einem Floodplain Index nach CHOVANEC et al. (2005) von 2,6 entspricht der Altarm dem Habitat-Typ H2 (mit Tendenz zu H3), d.h. einem periodisch durchströmten Gewässer, das bei Mittelwasser nur unterstromig durchströmt wird. Es kommen nur wenige Makrophyten vor, sandiges bzw. kiesiges Substrat dominiert.

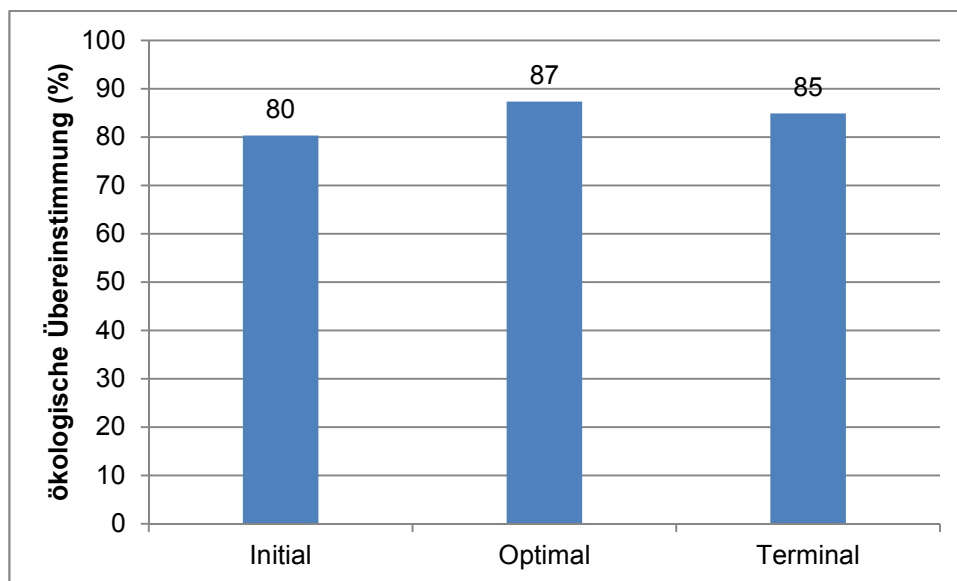


Abbildung 11: Ökologische Übereinstimmung (%) des Altarms Sandauerholz mit den einzelnen Altersphasen der Altgewässerentwicklung (Initial-, Optimal-, Terminalphase)

### 5.2.2 Altarm bei Hohengören

Der einseitig angebundene, periodisch durchströmte Altarm weist mit 70 gefundenen Taxa die zweithöchste Gesamtartenzahl nach Sandauerholz auf. Der EPTCBO-Anteil liegt bei 60 %. Der Shannon-Wiener-Index zeigt eine große Artendiversität ( $H_s = 3,7$ ) und eine weitgehende Gleichverteilung der Taxa ( $E_s = 0,87$ ).

Der naturschutzfachliche Wert des Gewässers wird als überregional bis landesweit bedeutsam eingestuft (CI = 8), auf Grund des Vorkommens der Libellenart *Libellula fulva*, die in Sachsen-Anhalt als „vom Aussterben bedroht“ gilt (RL-Kategorie 1). Insgesamt konnten

fünf Arten der Roten Liste Sachsen-Anhalts nachgewiesen werden, zwei davon gelten auch bundesweit als gefährdet (vgl. Tab. 14). Zusätzlich kommen mehrere Arten vor, die auf der Vorwarnliste Deutschlands oder Sachsen-Anhalts aufgeführt sind.

**Tabelle 14: Gefährdete Arten nach der Roten Liste Deutschlands (RL D) bzw. Sachsen-Anhalts (ST) im Altarm Hohengören mit: 3 = gefährdet, 2 = stark gefährdet, 1 = vom Aussterben bedroht, V = Vorwarnliste, \* = ungefährdet**

Großgruppe	Art	RL D	RL ST
Trichoptera	<i>Eretsis baltica</i>	3	2
Coleoptera	<i>Cybister lateralimarginalis</i>	3	3
	<i>Rhantus latitans</i>	*	3
	<i>Hydrophilus piceus</i>	*	2
Odonata	<i>Brachytron pratense</i>	V	*
	<i>Libellula fulva</i>	*	1
	<i>Erythromma najas</i>	*	V
Gastropoda	<i>Radix auricularia</i>	V	*
	<i>Stagnicola palustris</i>	V	*
	<i>Physa fontinalis</i>	V	*

Den größten Anteil im Gewässer machen die Wasserkäfer mit 20 % aus. Gefolgt von den Libellen und Köcherfliegen mit je knapp 16 % (11 Taxa). Nach dem ORI weist das Gewässer nur einen mäßigen Zustand auf.

Die Anzahl an Süßwasserschnecken ist im Altarm bei Hohengören mit insgesamt 12 Taxa verglichen mit den anderen Altgewässern am höchsten. Dabei handelt es sich überwiegend um Arten, die stehendes bis langsam fließendes, vegetationsreiches Wasser bevorzugen. Als charakteristische Fließgewässerart ist lediglich der heimische Flohkrebis *Gammarus pulex* vertreten. Der Rheoindex nach BANNING (1998) ist demnach gering und liegt bei 0.1.

Mit 6 % (4 Arten) ist der Neozoenanteil verhältnismäßig gering. Lediglich in einem Altgewässer (Rühstädt I - am Deich), in dem keine gebietsfremden Arten nachgewiesen wurden, ist der Anteil geringer. Bei den Arten handelt es sich, wie in Sandauerholz, um *Dreissena polymorpha*, *Dikerogammarus haemobaphes* und *Jaera istri*. Zusätzlich kommt die neozoische Süßwasserschnecke *Physella acuta* vor.

Der OLI ergibt die höchste Übereinstimmung (88 %) des Gewässers mit der Terminalphase (vgl. Abb. 12), es wird als „sehr alt“ eingestuft ( $\Delta_{\text{Initial-Terminal}} = -15$ ). Jedoch zeigt sich auch eine hohe Übereinstimmung mit den anderen Altersstadien (Initialphase: 74 %, Optimalphase: 83 %). Nach dem LAIq besteht die höchste Übereinstimmung mit dem Leitbild der Optimalphase mit 69 %, gefolgt von der Terminalphase (47 %) und der Initialphase (43 %).

Der Floodplain-Index liegt bei 3,2. Der Altarm entspricht demnach dem Habitat-Typ 3 das heißt einem Gewässer, das bei Mittelwasser keine Anbindung an den Hauptstrom und eine maximale Makrophytenbedeckung des Freiwassers von 20 % besitzt.



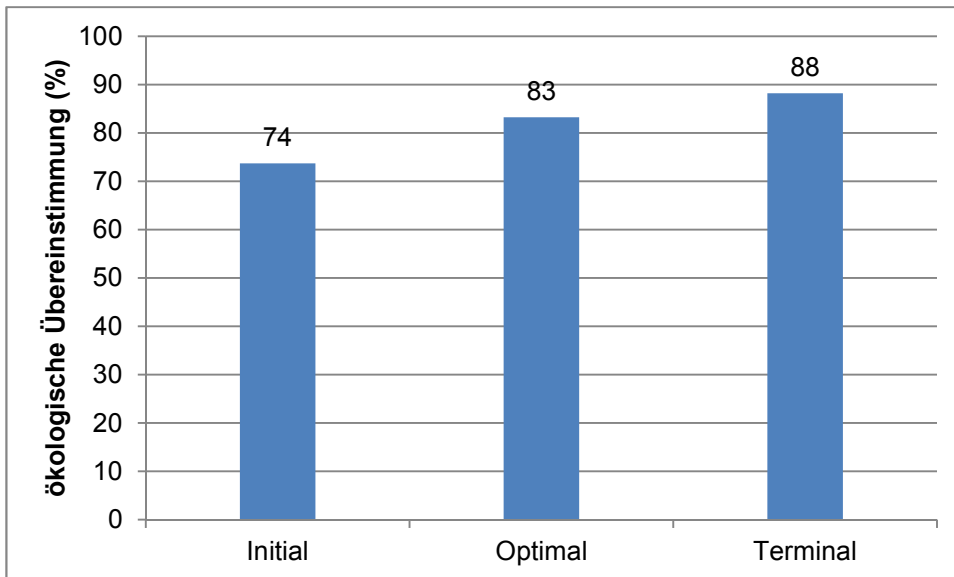


Abbildung 12: Ökologische Übereinstimmung (%) des Altarms Hohegören mit den einzelnen Altersphasen der Altgewässerentwicklung (Initial-, Optimal-, Terminalphase)

### 5.2.3 Altarm bei Parchau

Der beidseitig angebundene, permanent, aber nur gering durchströmte Altarm bei Parchau weist mit insgesamt 50 Taxa eine mäßige Artenzahl auf. Im Vergleich zu den zuvor genannten Altarmen ist der Shannon-Wiener-Index mit 3,4 zwar geringer, die Artendiversität wird jedoch immer noch als groß eingestuft, die berechnete Evenness weist auf eine weitgehende Gleichverteilung hin ( $E_S = 0,86$ ). Der Altarm besitzt mit 68 % den höchsten EPTCBO-Anteil verglichen mit den anderen Altgewässern. Lediglich im Altarm Sandauerholz liegt der Anteil ebenfalls bei 68 %. Es konnte nur eine gefährdete Art nachgewiesen werden. Mehrere Arten werden auf der Vorwarnliste der bundes- bzw. landesweiten Roten Listen geführt (vgl. Tab. 15).

Tabelle 15: Gefährdete Arten nach der Roten Liste Deutschlands (RL D) bzw. Sachsen-Anhalts (ST) im Altarm bei Parchau mit: 3 = gefährdet, 2 = stark gefährdet, 1 = vom Aussterben bedroht, V = Vorwarnliste, \* = ungefährdet

Großgruppe	Art	RL D	RL ST
Trichoptera	<i>Limnephilus politus</i>	*	3
Odonata	<i>Brachytron pratense</i>	V	*
	<i>Erythromma najas</i>	*	V
Bivalvia	<i>Unio pictorum</i>	V	*
Gastropoda	<i>Radix auricularia</i>	V	*
	<i>Stagnicola palustris</i>	V	*

Der naturschutzfachliche Wert wird auf Grund des Vorkommens der gefährdeten Art *Limnephilus politus* als lokal bedeutsam und artenschutzrelevant eingestuft (CI = 6).

Der Neozoenanteil beträgt 10 % an der Gesamttaxazahl. Es wurden insgesamt sechs Arten nachgewiesen, *Dreissena polymorpha*, *Corbicula fluminea*, *Oronectes limosus*, *Dikerogammarus villosus* und *Jaera istri*. Neben den zwei gebietsfremden Arten *D. polymorpha* und *C. fluminea* wurden auch zwei heimische Muschelarten, *Sphaerium corneum* und die Großmuschel *Unio pictorum*, nachgewiesen.

Die höchste Artenzahl weisen die Köcherfliegen mit zehn Arten auf, dies entspricht einem Anteil von 20 % an der Gesamtartenzahl. Darunter wurden auch wenige Individuen der rheophilen Art *Hydropsyche angustipennis* gefunden. Eine weitere strömungsadaptierte Art ist die Eintagsfliege *Baetis rhodani*, die im Gewässer mit mäßiger Individuendichte vorgefunden wurde. Der Rheoindex nach BANNING (1998) liegt wie in dem Altarm bei Hohengören bei 0,1.

Der ORI ergibt einen unbefriedigenden ökologischen Zustand für das Gewässer (ORI = 0,3). Die Gesamtartenzahl ( $n = 7$ ) und der Anteil an intoleranten Arten ( $n = 2$ ) ist verhältnismäßig gering. Die Metrics erhalten deshalb die schlechteste Bewertung. Da der überwiegende Anteil der Arten als limnophil eingestuft wird, erhält auch der OHI (MW) die schlechteste Bewertung.

Der OLI ergab die höchste Übereinstimmung (79 %) des Gewässers mit der Terminalphase (Abb. 13). Zwischen der Initial- und Terminalphase unterscheidet sich die Übereinstimmung mit der Artengemeinschaft des Altarms um -9 %, das Gewässer wird daher als „alt“ eingestuft. Der LAIq ergab, dass der Altarm am besten mit dem Leitbild der Optimalphase übereinstimmt (LAIq = 66 %), die Übereinstimmung mit den Leitarten der Terminalphase liegt bei 45 %, mit den Leitarten der Initialphase bei 43 %.

Der Floodplain Index liegt bei 2.9 und entspricht somit wie auch der Altarm bei Hohengören dem Habitat-Typ 3 (s.o.).

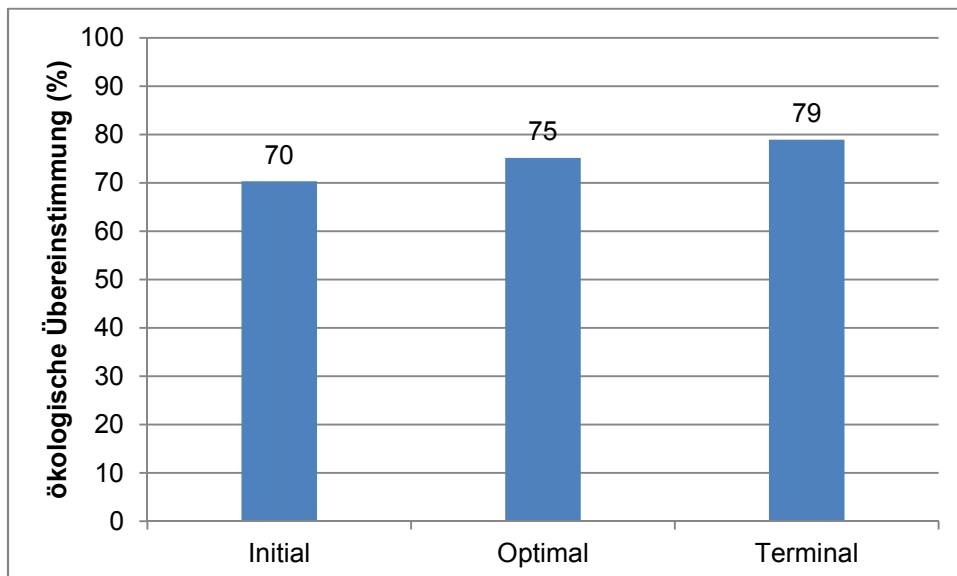


Abbildung 13: Ökologische Übereinstimmung (%) des Altarms Parchau mit den einzelnen Altersphasen der Altgewässerentwicklung (Initial-, Optimal-, Terminalphase)

#### 5.2.4 Altarm Sapels bei Viehle

Der einseitig, oberstromig angebundene Altarm Sapels weist nach dem Altgewässer Rühstädt II (am Düker) die geringste Gesamtartenzahl ( $n = 41$ ) auf. Der Shannon-Wiener-Index ergibt dennoch eine große Artendiversität ( $H_s = 3,2$ ) mit einer verhältnismäßig hohen Evenness von 0,87. Der EPTCBO-Anteil beträgt 54 % (22 Taxa). Die Wasserkäfer machen mit 29 % (12 Taxa) den größten Anteil am gesamten Artenspektrum aus. Die ubiquitäre, pflanzenreiche Stillgewässer bewohnende Art *Anacaena limbata* wurde bei der ersten

Begehung mit der höchsten Individuendichte nachgewiesen. Der ORI liegt bei 0,3, der ökologische Gewässerzustand wird dadurch als „unbefriedigend“ eingestuft. Es konnten insgesamt nur vier Libellenarten nachgewiesen werden, darunter nur eine Art mit einer relativ engen Habitatbindung (*Aeshna mixta*, IW = 4). Während die Köcherfliegen (Trichoptera) in den anderen Gewässern relativ artenreich vertreten sind, liegt der Anteil am Gesamtartenspektrum im Altarm Sapels mit drei Arten bei unter 10 %.

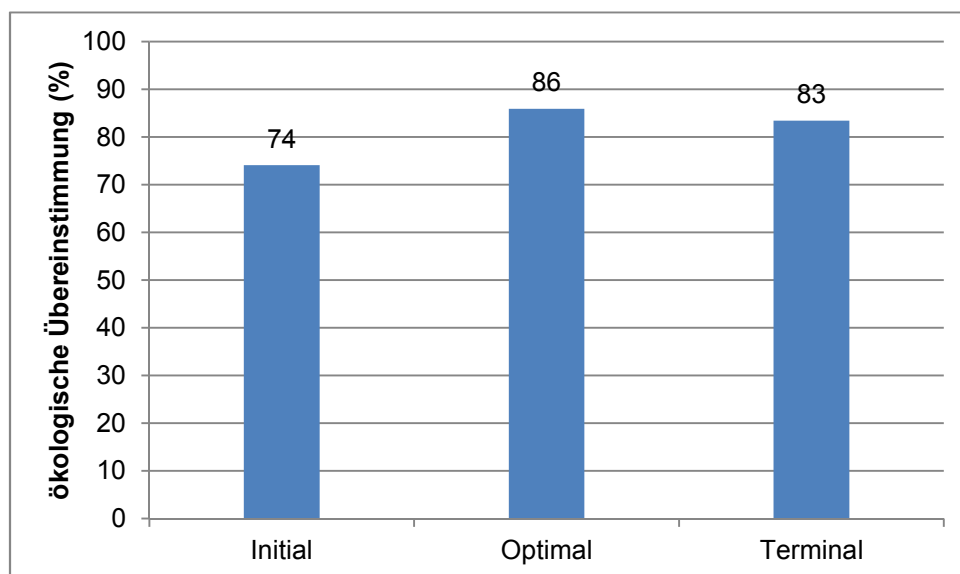
Der Rheoindex nach BANNING (1998) liegt bei 0,0. Die Makroinvertebratenzönose wird von Ubiquisten und Stillgewässerarten bestimmt. Eindeutig strömungsadaptierte Arten (rheobiont/-phil) fehlen.

Das Altgewässer besitzt eine lokale und artenschutzrelevante Bedeutung (CI = 6). Begründet wird dies durch das Vorkommen der in Niedersachsen gefährdeten Käferart *Rhantus latitans*, die im Altarm Sapels mit mittlerer Individuendichte nachgewiesen werden konnte. Zudem wurden wenige Individuen der deutschlandweit gefährdeten Eintagsfliege *Kageronia fuscogrisea* gefunden (vgl. Tab. 16).

**Tabelle 16: Gefährdete Arten nach der Roten Liste Deutschlands (RL D) bzw. Niedersachsens (NI) im Altarm Sapels mit: 3 = gefährdet, 2 = stark gefährdet, 1 = vom Aussterben bedroht, V = Vorwarnliste, \* = ungefährdet**

Großgruppe	Art	RL D	RL NI
Coleoptera	<i>Rhantus latitans</i>	*	3
Ephemeroptera	<i>Kageronia fuscogrisea</i>	3	*

Das Gewässer besitzt mit fast 15 % den höchsten Neozoenanteil. Insgesamt kommen mit *Potamopyrgus antipodarum*, *Physella acuta* und *Corbicula fluminea* drei neozoische Molluskenarten und mit *Atyaephyra desmaresti*, *Dikerogammarus villosus* und *Dikerogammarus haemobaphes* drei neozoische Arten der Höheren Krebse (Klasse: Malacostraca) vor.



**Abbildung 14: Ökologische Übereinstimmung (%) des Altarms Sapels mit den einzelnen Altersphasen der Altgewässerentwicklung (Initial-, Optimal-, Terminalphase)**

Der Altarm Sapels zeigt die höchste Übereinstimmung mit den Leitarten der Optimalphase (86 %), gefolgt von der Terminalphase mit einer Übereinstimmung von 83 % und der Initialphase mit 74 % (vgl. Abb. 14). Dies deckt sich mit den Ergebnissen des LAIq, bei dem die Übereinstimmungen bei 53 % (Optimalphase), 38 % (Terminalphase) und 36 % (Initialphase) betragen. Das Gewässer wird als „alt“ eingestuft ( $\Delta_{\text{Initial-Terminal}} = 9 \%$ ).

Der FI liegt bei 3,1 und wird, wie auch die Altarme bei Hohengören und Parchau, dem Habitattyp 3 zugeordnet.

### 5.2.5 Altarm Försterbrack bei Gartow

Im einseitig, unterstromig angebundenen Altarm Försterbrack wurden insgesamt 51 Taxa nachgewiesen. Der EPTCBO-Anteil beträgt 57 %. Die höchste Artenzahl weisen die Wasserkäfer mit 11 Arten, gefolgt von den Libellen mit 9 Arten auf. Der Shannon-Wiener-Index liegt bei 3,1 und zeigt somit eine große Artendiversität an, der Wert für die Evenness liegt bei 0,79.

Der ORI liegt bei 0,5, dies entspricht der ökologischen Zustandsklasse „mäßig“.

Das Gewässer wird als überregional bis landesweit bedeutsam eingestuft (CI = 8) auf Grund des Vorkommens des Wasserkäfers *Cybister lateralimarginalis*, der in Niedersachsen als „vom Aussterben bedroht“ gilt (RL-Kategorie 1). Die Art wird bundesweit als „gefährdet“ eingestuft. Alle RL-Arten sind in Tabelle 17 aufgeführt.

**Tabelle 17: Gefährdete Arten nach der Roten Liste Deutschlands (RL D) bzw. Niedersachsens (NI) im Altarm Försterbrack mit: 3 = gefährdet, 2 = stark gefährdet, 1 = vom Aussterben bedroht, V = Vorwarnliste, \* = ungefährdet**

Großgruppe	Art	RL D	RL NI
Coleoptera	<i>Cybister lateralimarginalis</i>	3	1
	<i>Rhantus latitans</i>	*	3
Odonata	<i>Brachytron pratense</i>	*	3

Rheophile und –bionte Arten konnten nicht nachgewiesen werden. Der Rheoindex nach BANNING (1998) liegt bei 0,0. Die Makroinvertebratengemeinschaft setzt sich demnach aus vornehmlich Stillgewässerarten und Ubiquisten zusammen.

Nach dem OLI handelt es sich um ein sehr altes Gewässer. Der Altarm zeigt die höchste Übereinstimmung (84 %) mit der Terminalphase (vgl. Abb. 15). Der LAIq hingegen ergibt die höchste Übereinstimmung mit den Leitarten der Optimalphase (64 %). Die Übereinstimmung mit der Initial- und Optimalphase liegt unter 50 % (Initial: 42 %, Terminal: 44 %).

Wie die vorangegangenen Altarme (mit Ausnahme des Altarms Sandauerholz) entspricht das Gewässer dem Habitat-Typ H3, tendiert mit einem FI von 3,4 jedoch stärker zu H4.

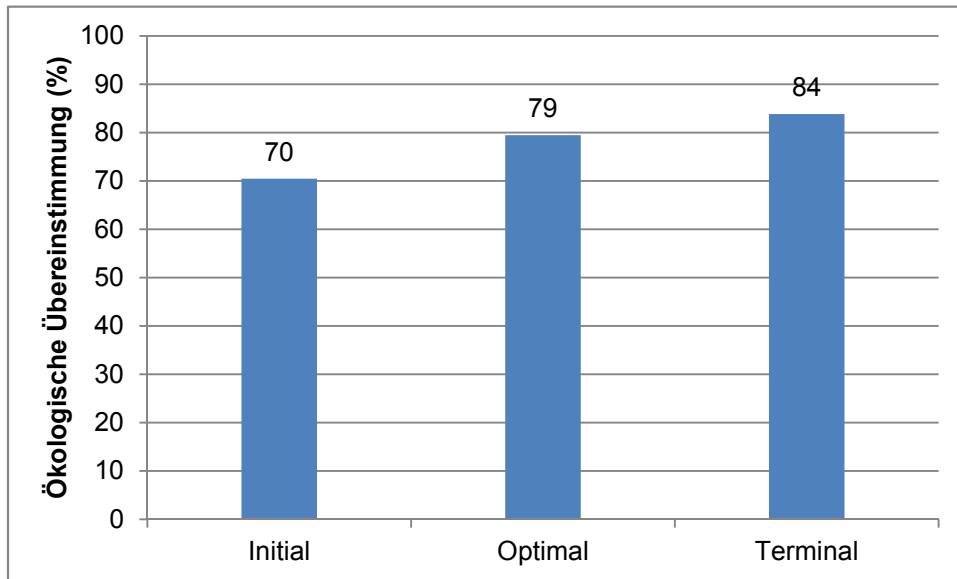


Abbildung 15: Ökologische Übereinstimmung (%) des Altarms Försterbrack mit den einzelnen Altersphasen der Altgewässerentwicklung (Initial-, Optimal-, Terminalphase)

### 5.2.6 Altwässer Rühstätt I (am Deich)

In dem vom Hauptstrom isolierten Altwässer zeigt sich im Vergleich zu den anderen untersuchten Gewässern mit 56 Taxa eine mittlere Gesamtartenzahl. Die Artendiversität wird nach dem Shannon-Wiener-Index von knapp 3 als mäßig bis groß eingestuft, die Evenness liegt bei 0,73. Der EPTCBO-Anteil liegt bei 64 %. Über ein Drittel der Arten (34 %) machen die Wasserkäfer (Coleoptera part.) mit insgesamt 19 Arten aus. In Rühstätt I wurden insgesamt die meisten Käferarten nachgewiesen. Die limnophile Art *Hydrobius fuscipes* zeigte eine besonders hohe Abundanz. Die Arten *Helophorus grandis* und *Hydrochara caraboides*, die vereinzelt im Gewässer nachgewiesen wurden, gelten als streng an Stillgewässer gebundene (limnobionte) Arten. Der ökologische Gewässerzustand wird anhand der Libellenfauna als „unbefriedigend“ eingestuft (ORI = 0,3). Die Metrics „Gesamtartenzahl“ (n = 7), „intolerante Arten“ (n = 2) und „OHI (MW)“ (= 2,8) erhielten die schlechteste Zustandsbewertung.

Der Conservation-Index nach KAULE (1991) liegt bei 7, das Gewässer wird naturschutzfachlich als regional bedeutsam eingestuft. Es konnte ein einzelnes Individuum der Wasserkäfer-Art *Hydrochus elongatus* nachgewiesen werden, die in Brandenburg als „stark gefährdet“ gilt (RL-Kategorie 2). Insgesamt wurden drei RL-Arten in dem Altwässer gefunden sowie zwei Arten der Vorwarnliste Deutschlands. Die Arten sind in Tabelle 18 aufgeführt sind.

Tabelle 18: Gefährdete Arten nach der Roten Liste Deutschlands (RL D) bzw. Brandenburgs (BB) im Altwässer Rühstätt I mit: 3 = gefährdet, 2 = stark gefährdet, 1 = vom Aussterben bedroht, V = Vorwarnliste, \* = ungefährdet

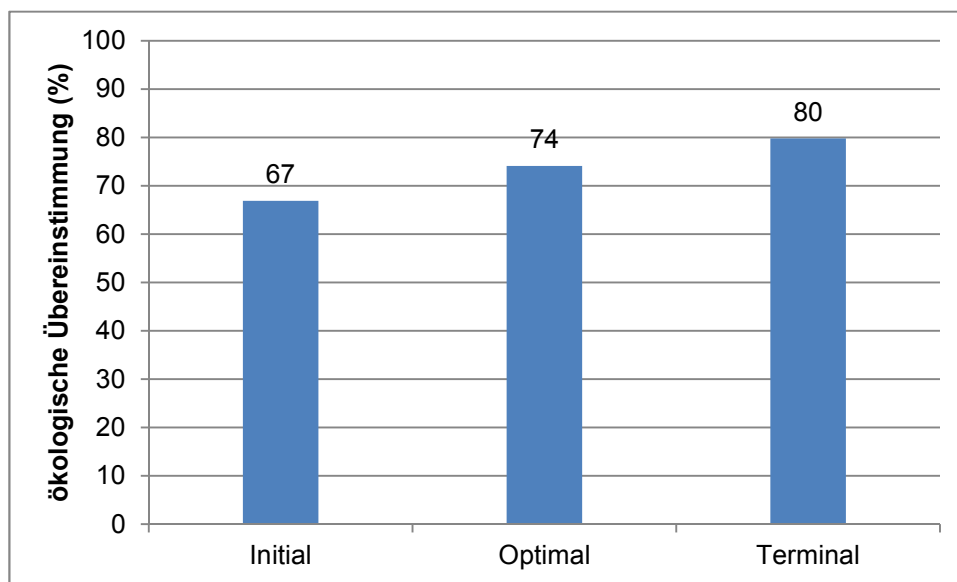
Großgruppe	Art	RL D	RL BB
Coleoptera	<i>Hydrochus elongatus</i>	*	2
	<i>Rhantus latitans</i>	*	3
Trichoptera	<i>Erotosis baltica</i>	*	3
Gastropoda	<i>Stagnicola palustris</i>	V	*
	<i>Physa fontinalis</i>	V	*

In dem Gewässer konnten im Gegensatz zu den anderen untersuchten Altwässern keine gebietsfremden Arten nachgewiesen werden.

Der Rheindex liegt bei 0,0, folglich setzt sich die Makroinvertebratengemeinschaft ausschließlich aus Ubiquisten und Stillgewässerarten zusammen.

Der OLI ergibt die größte Übereinstimmung mit der Terminalphase (80 %), das Gewässer wird als „sehr alt“ eingestuft ( $\Delta_{\text{Initial-Terminal}} = -13 \%$ , vgl. Abbildung 16). Nach dem LAIq liegt die Übereinstimmung mit den Leitarten der Terminalphase bei 53 %. Eine höhere Übereinstimmung zeigt sich bei der Optimalphase (65 %), die Übereinstimmung mit der Initialphase liegt bei 35 %.

Es wurde ein FI-Wert von 3,6 ermittelt. Das Altwässer entspricht demnach dem Habitat-Typ 4, einem isolierten Altwässer mit einer zunehmenden Verlandung und Sedimentation und einer Makrophytenbedeckung von über 20 %.



**Abbildung 16: Ökologische Übereinstimmung (%) des Altwässers Rühstätt I (am Deich) mit den einzelnen Altersphasen der Altwässerentwicklung (Initial-, Optimal-, Terminalphase)**

### 5.2.7 Altwässer Rühstätt II (am Düker)

Das Altwässer Rühstätt II (am Düker) besitzt wie Rühstätt I keine Anbindung an den Hauptstrom. Es weist mit 39 Taxa die geringste Gesamtartenzahl auf. Der EPTCBO-Anteil ist mit 38 % (15 Taxa) deutlich geringer als in den anderen Gewässern (> 60 %). Mit jeweils knapp 18 % (7 Taxa) stellen die Köcherfliegen (Trichoptera) und die Wasserschnecken (Gastropoda part.) die artenreichsten Gruppen dar. Der Shannon-Wiener-Index liegt wie im Altwässer Rühstätt I bei 3, die Artendiversität ist somit groß, tendiert jedoch zu mäßig. Die Evenness liegt bei 0,81. Der Rheindex liegt wie in den drei vorangegangenen Gewässern bei 0,0, die Makroinvertebratenfauna besteht demnach auch in Rühstätt II aus Stillwasserarten und Ubiquisten.

Das Gewässer wird auf Grund des Vorkommens einer in Brandenburg als gefährdet geltenden Art (*Rhantus latitans*) als lokal bedeutsam und artenschutzrelevant eingestuft (CI = 6). Weitere landes- oder bundesweit gefährdete Arten konnten nicht nachgewiesen werden. *Stagnicola palustris* steht auf der bundesweiten Vorwarnliste (vgl. Tab. 19). Damit weist das Altwässer, neben dem Altarm bei Parchau, die geringste Anzahl an gefährdeten Arten auf.

Tabelle 19: Gefährdete Arten nach der Roten Liste Deutschlands (RL D) bzw. Brandenburgs (BB) im Altwässer Rühstätt II mit: 3 = gefährdet, 2 = stark gefährdet, 1 = vom Aussterben bedroht, V = Vorwarnliste, \* = ungefährdet

Großgruppe	Art	RL D	RL BB
Coleoptera	<i>Rhantus latitans</i>	*	3
Gastropoda	<i>Stagnicola palustris</i>	V	*

Der Neozoenanteil ist mit über 10 % vergleichsweise hoch. Folgende gebietsfremde Arten kommen vor: *Potamopyrgus antipodarum*, *Physella acuta*, *Atyaephyra desmaresti*, *Dikerogammarus villosus*, *Gammarus tigrinus*. Letztere wurde nur in Rühstätt II mit geringer Individuenzahl nachgewiesen.

Der ORI weist in Rühstätt II den geringsten Wert (0,0) auf. Der ökologische Gewässerzustand wird auf Grund dessen als „schlecht“ eingestuft. Es wurden insgesamt nur zwei Kleinlibellenarten aus der Familie der Schlanklibellen (Coenagrionidae) nachgewiesen – *Erythromma najas* und *Ischnura elegans*. Letztere wurde in allen untersuchten Gewässern relativ häufig angetroffen. Beide Arten bevorzugen vegetationsreiche Stillgewässer als Lebensraum, *Erythromma najas* besitzt jedoch eine engere Habitatbindung als *Ischnura elegans* (IW = 4 bzw. 1).

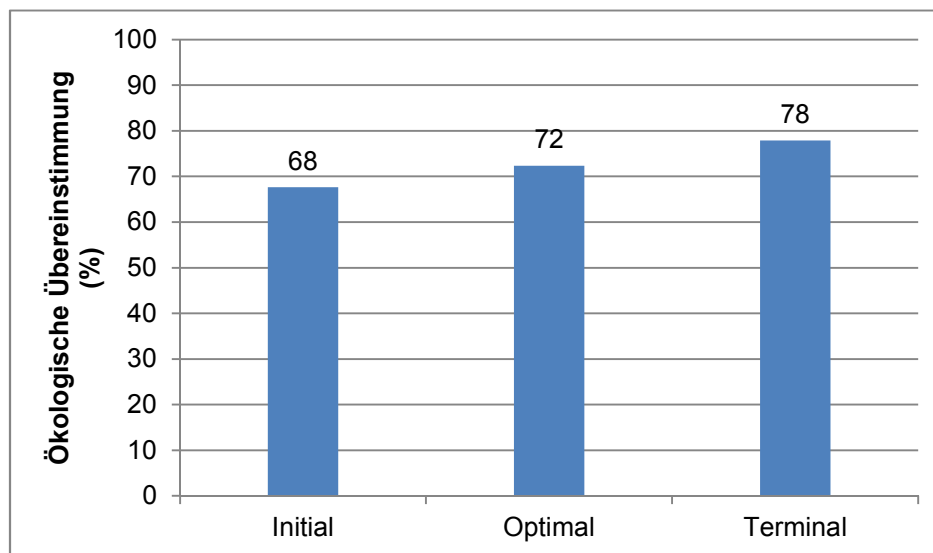


Abbildung 17: Ökologische Übereinstimmung (%) des Altwässers Rühstätt II (am Düker) mit den einzelnen Altersphasen der Altwässerentwicklung (Initial-, Optimal-, Terminalphase)

Auf Grund der Ergebnisse des OLI wird das Gewässer als „sehr alt“ eingestuft ( $\Delta_{\text{Initial-Terminal}} = -10 \%$ , vgl. Abbildung 17). Die höchste Übereinstimmung zeigt sich mit den Leitarten der Terminalphase (78 %). Der LAIq ergibt wie auch in den anderen Gewässern die höchste Übereinstimmung mit den Leitarten der Optimalphase (53 %, Initial: 32 %, Terminal: 40 %).

Der Floodplain Index liegt bei 3,5. Das Gewässer entspricht, wie auch das Altwässer Rühstätt I, dem Habitat-Typ H4.

### 5.3 Vergleich der Altwässer

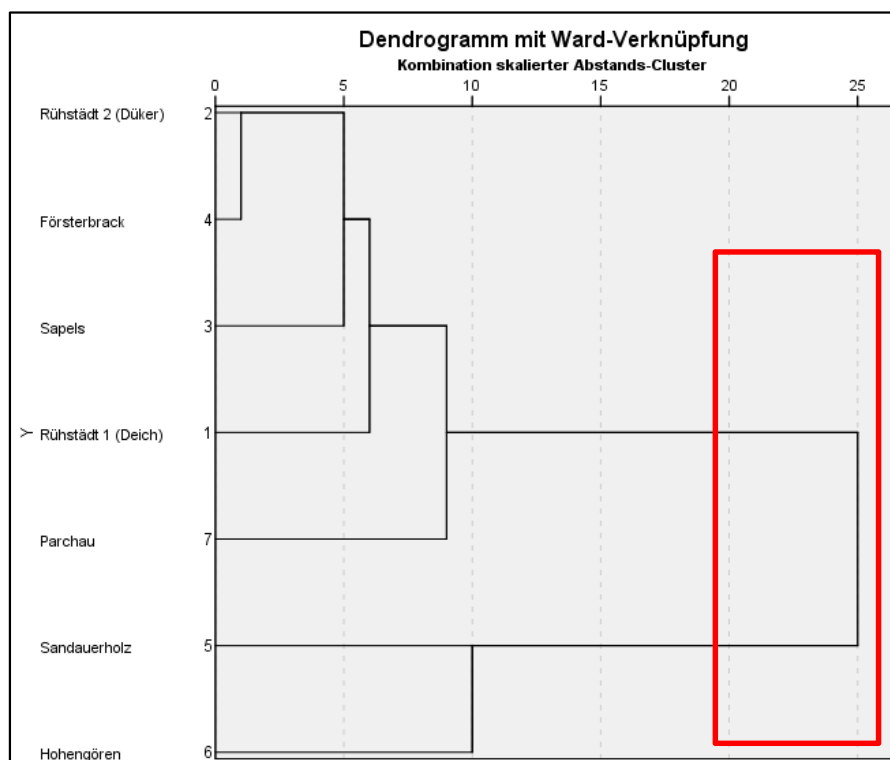
Der Sørensen-Index ergibt zwischen allen untersuchten Altwässern eine große bis sehr große Ähnlichkeit der Makroinvertebratengemeinschaft. Die Ergebnisse sind als Matrix in

Tabelle 20 dargestellt. Die höchsten Übereinstimmungen zeigen sich zwischen dem Altarm Försterbrack und dem Altwasser Rühstädt II mit 0,64 sowie den Altarmen Sandauerholz und Hohengören mit 0,63

**Tabelle 20: Sørensen-Index für die untersuchten Gewässer mit  $I \geq 0,4$ : sehr große Ähnlichkeit (grün dargestellt) und  $I \geq 0,3$ : große Ähnlichkeit (gelb dargestellt); andere Kategorien hier nicht von Bedeutung**

	Sandauerholz	Hohengören	Parchau	Sapels	Försterbrack	Rühstädt I
Hohengören	0,63					
Parchau	0,51	0,52				
Sapels	0,42	0,45	0,35			
Försterbrack	0,46	0,56	0,44	0,57		
Rühstädt I	0,43	0,49	0,36	0,39	0,47	
Rühstädt II	0,36	0,48	0,36	0,50	0,64	0,40

Die Ergebnisse der Clusteranalyse sind in Abbildung 18 als Dendrogramm dargestellt. Zwischen den Altgewässern Försterbrack und Rühstädt II (Düker) besteht demnach die größte Homogenität hinsichtlich der Makroinvertebratengemeinschaft. Nimmt man die größte Heterogenität bei der Clusterbildung an, muss man von einer 2-Cluster-Lösung ausgehen, die in Abbildung 18 rot dargestellt ist. Cluster 1 umfasst dabei zwei Altarme (Sandauerholz und Hohengören), Cluster 2 die restlichen Gewässer.



**Abbildung 18: Ergebnis der Clusteranalyse aller Gewässer anhand des Artvorkommens (Ward-Methode, Proximitätsmaß: quadrierte euklidische Distanz), dargestellt als Dendrogramm (Programm: SPSS/IBM); horizontale Achse: Altgewässer (Cluster), vertikale Achse: Heterogenität (normierter Bereich)**



#### 5.4 Methodenvergleich (Altgewässerindizes)

Wie bereits in Kapitel 5.2 aufgeführt, ergeben die berechneten Indizes zur Einschätzung des Altersstadiums des entsprechenden Altgewässers kein einheitliches Bild. Nach dem LAIq zeigen alle untersuchten Gewässer die höchste Übereinstimmung mit dem Leitbild der Optimalphase. Jedoch ist auch die Ähnlichkeit zu den anderen Sukzessionsstadien überwiegend sehr hoch (vgl. Tabelle 21).

**Tabelle 21: Ergebnisse des LAIq - Übereinstimmung der Makroinvertebratengemeinschaft der Altgewässer mit dem Leitbild (LB) des jeweiligen Altersstadiums (in %)**

	<b>Par</b>	<b>SaHo</b>	<b>Hoh</b>	<b>Sap</b>	<b>För</b>	<b>Rü I</b>	<b>Rü II</b>
<b>LB Initialphase</b>	43	41	43	36	42	35	32
<b>LB Optimalphase</b>	66	62	69	53	64	65	53
<b>LB Terminalphase</b>	46	37	47	38	44	53	40

Die Korrelationsanalyse nach Spearman ergibt keinen signifikanten Zusammenhang zwischen den Ergebnissen des OLI und den Ergebnissen des LAIq hinsichtlich der ökologischen Übereinstimmung der Gewässer mit den einzelnen Altersphasen. Der Spearman-Korrelationskoeffizient liegt bei  $r_s = 0,349$  und einer Irrtumswahrscheinlichkeit von  $p = 0,1$ . Demnach lässt sich von den Ergebnissen des OLI nicht auf die Ergebnisse des LAIq schließen (und umgekehrt).<sup>2</sup>

Da die Ergebnisse des OLI und des FI nicht direkt vergleichbar sind, konnte keine Korrelationsanalyse zwischen diesen Indizes durchgeführt. Der OLI stuft die Altgewässer tendenziell älter ein als der FI (vgl. Tabelle 22). Die Gegenüberstellung der Ergebnisse und weitergehende Erläuterungen sind Kapitel 6.4.1 zu entnehmen.

---

<sup>2</sup> Anmerkung: Auf Grund des geringen Stichprobenumfangs ist eine statistische Analyse nur bedingt durchführbar, die Ergebnisse sind daher kritisch zu betrachten.

## 6 Diskussion

### 6.1. Charakterisierung und Bewertung der Altgewässer

Insgesamt zeigt sich eine große Artendiversität in allen Altgewässern. Trotz der teils sehr diversen Eigenschaften weisen die untersuchten Altgewässer große Ähnlichkeiten bezüglich der Makroinvertebratenzusammensetzung auf. Weit verbreitete und verhältnismäßig anspruchslose Arten konnten mit hoher Stetigkeit in allen Gewässern nachgewiesen werden. Spezialisierte, gefährdete sowie seltene Arten wurden in unterschiedlicher Anzahl mit geringer Individuenzahl in den Gewässern vorgefunden. Wie auch MÜLLER (2004) bei seinen Untersuchungen an über 150 Altgewässern entlang der Elbe feststellte, werden diese hauptsächlich von Stillgewässer- und euryöken Arten bewohnt. Dennoch lässt sich aus den Ergebnissen ableiten, dass die Altgewässer einen hohen naturschutzfachlichen Wert besitzen und einen wichtigen Beitrag zum Erhalt und der Erhöhung der Makroinvertebratendiversität in Flusslandschaften leisten. In dieser Studie wurden zwar keine Erhebungen an der Elbe durchgeführt, legt man jedoch die Daten von SEIDEL et al. (2016) als Vergleich zugrunde, die im Jahre 2012 an der Mittelelbe aufgenommen wurden, zeigt sich in den untersuchten Altgewässern eine deutlich erhöhte Makroinvertebratendiversität und –abundanz im Vergleich zum Hauptstrom. SEIDEL et al. (2016) konnten insgesamt nur 24 Makroinvertebratentaxa in der Elbe nachweisen, in den aktuell untersuchten Altgewässern liegt die Gesamtartzahl zwischen 39 (Altwässer Rühstädt II – am Düker) und 94 (Altarm Sandauerholz). Nach dem Conservation Index werden die Gewässer naturschutzfachlich als mindestens lokal bedeutsam eingestuft. Der Altarm Sandauerholz erreicht die höchste Wertung und gilt demnach als „gesamtsstaatlich bedeutsam“. Der Shannon Wiener Index ist mit einem Wert von 2,7 in der Elbe geringer als in den Altgewässern ( $H_s = 3-3,8$ ) und zeigt nur eine mäßige Artendiversität an. Auffällig ist der hohe Neozoenanteil in der Elbe (42 %), in den Altgewässern liegt dieser bei maximal 15 % (Altarm Sapels). Dies legt die Vermutung nahe, dass Altgewässer auch einen geeigneten Rückzugsraum für heimische Arten darstellen, die in Konkurrenz mit einer oder mehreren neozoischen Arten stehen, die im Hauptstrom ggf. Dominanzbestände ausbilden können. In dem isolierten Altwässer Rühstädt I (am Deich) wurden keine gebietsfremden Arten nachgewiesen. Nach MÜLLER (2004) weist dies auf ein Gewässer in der Terminalphase hin. Er führt dies auf die verhältnismäßig lange Isolation vom Hauptstrom zurück, wodurch keine gebietsfremden Arten aus dem Hauptstrom einwandern konnten.

### 6.2 Vergleich der Altgewässer

Bisherige Studien haben gezeigt, dass die hydrologische Konnektivität, vor allem der Art der Anbindung des Altgewässers an den Hauptstrom, einen wesentlichen Teil der Varianz in der Zusammensetzung von Makroinvertebratengemeinschaften erklärt (u.a. OBOLEWSKI 2011, SHIELDS et al. 2011, GALLARDO et al. 2008, ARSCOTT et al. 2005, CHOVANEC et al. 2005, WARD & TOCKNER 2001, TOCKNER et al. 1999). OBOLEWSKI (2011) stellte bei dem Vergleich mehrerer Studien fest, dass sich eine episodische oder permanente Anbindung an den Hauptstrom am günstigsten auf die Habitat- und somit die Artendiversität in den Altgewässern auswirkt. Die hydrologische Konnektivität beeinflusst wiederum zahlreiche andere Faktoren, wie Nährstoffgehalt, Temperatur, Substratbeschaffenheit und Wasserqualität, die wiederum einen direkten Einfluss auf die vorkommenden Lebensgemeinschaften besitzen (TRAUNER et al. 2016, GALLARDO et al. 2008). Die in der vorliegenden Studie untersuchten Altgewässer unterscheiden sich deutlich hinsichtlich ihres

Anbindungsgrades an die Elbe von permanent angeschlossen zu komplett isoliert, wodurch sie verschiedenen Altgewässertypen nach POTTGIESSER & EHLERT (2012) angehören (vgl. Kapitel 3.2). Eine eindeutige Abgrenzung der Altgewässertypen anhand der Makroinvertebraten war jedoch nicht möglich. Der paarweise Vergleich der Altgewässer (Sørensen-Index) zeigt, dass auch die isolierten Altwässer eine große Ähnlichkeit zu den permanent angebotenen Altarmen aufweisen. Dies ist, wie bereits erwähnt, höchstwahrscheinlich auf das Vorkommen vieler Arten mit verhältnismäßig geringen ökologischen Ansprüchen zurückzuführen, die in allen Altgewässern aufweisen. Wie bereits LÜDERITZ et al. (2009) feststellten, lassen sich die Altersstadien innerhalb der Altgewässerentwicklung nicht deutlich voneinander abgrenzen, vielmehr findet eine sukzessive Veränderung der abiotischen und biotischen Gewässerparameter statt, wodurch sich größere Übereinstimmungen in den Lebensgemeinschaften zwischen den einzelnen Stadien zeigen. Aus den Ähnlichkeitsanalysen (Sørensen-Index, Clusteranalyse) lassen sich demnach lediglich Trends ableiten, ob signifikante Unterschiede in der Makroinvertebratenzusammensetzung der einzelnen Altgewässer bestehen, lässt sich jedoch nicht feststellen. Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass bei den Ähnlichkeitsberechnungen lediglich die Abundanz der vorkommenden Arten berücksichtigt wurde, jedoch nicht die Dominanzverhältnisse. Es ist zu vermuten, dass sich diese im Laufe der Altgewässerentwicklung deutlich verschieben.

Um eine Differenzierung der Altgewässer vorzunehmen, scheinen solche Arten besser geeignet zu sein, die eine enge Bindung an einen bestimmten Habitattyp oder bestimmte Habitateigenschaften aufweisen. Auch im Rahmen der Altgewässerbewertung nach dem Floodplain Index bzw. dem Oxbow Lake Index werden solche spezialisierten Arten herangezogen, um das Altersstadium eines Altgewässers zu beschreiben, das in enger Verbindung mit der hydrologischen Konnektivität steht. Betrachtet man die untersuchten Altgewässer, so zeigt sich beispielsweise, dass der permanent angebotene Altarm bei Sandauerholz neben limnophilen und ubiquitären Arten einen deutlich höheren Anteil an strömungsgebundenen Arten besitzt, die in den anderen Gewässern nicht nachgewiesen werden konnten. SEIDEL et al. (2016) formulierten charakteristische Arten natürlicher bzw. naturnaher Fließgewässer als Schlüssel- bzw. Zielarten für permanent angebotene Altarme (Typ 20.A1), die den Erfolg von Revitalisierungs- und Sanierungsmaßnahmen widerspiegeln sollen. Dazu zählen die Flussmuscheln der Gattungen *Unio* spp. und *Sphaerium* spp. sowie die Flussjungfern (Familie Gomphidae). Vertreter dieser Taxa wurden lediglich im Altarm Sandauerholz gefunden. Im revitalisierten Altarm Parchau, der ebenfalls zum Altgewässertyp 20.A1 zählt, konnte keine der genannten Zielarten nachgewiesen werden. Der OLI und der Floodplain Index ergaben zudem, dass der Altarm Parchau deutlich älter ist. Die Ergebnisse bestätigen, dass nicht allein die hydrologische Konnektivität ausschlaggebend für die Artenzusammensetzung in Altgewässern ist, sondern dass auch andere Faktoren eine wesentliche Rolle spielen müssen. Dazu zählen unter anderem die Strömungseigenschaften, die einen wesentlichen Einfluss auf die Makroinvertebratengemeinschaft besitzen (TOCKNER et al. 1999). Der Altarm Sandauerholz ist zwar nicht ganzjährig durchströmt und zeitweise nur einseitig an die Elbe angebunden, die Ergebnisse weisen jedoch darauf hin, dass zumindest zeitweise ein stärkere Durchströmung vorherrscht als im ganzjährig, aber nur gering durchströmten Altarm Parchau. In Sandauerholz konnten deutlich mehr strömungsadaptierte Arten nachgewiesen werden (7 % am Gesamtartenspektrum). Der Rheoindex spiegelt zudem eine größere Strömungsdiversität wieder (Sandauerholz: 0.3, Parchau: 0.1), das Verhältnis zwischen rheo- und limnophilen bzw. indifferenten Arten ist demnach in Sandauerholz ausgeglichener. Dies lässt auf eine höhere Habitatdiversität im

Gewässer schließen, die wiederum eine höhere Diversität in der Makroinvertebratengemeinschaft erklärt. SCHWEVERS & ADAM (2010) weisen darauf hin, dass ehemalige Abgrabungsgewässer (wie der Altarm Parchau) ökologisch meist weniger wertvoll sind als natürlich entstandene Altgewässer. Begründet wird dies durch die typische Form dieser Gewässer, die in der Regel relativ tief und strukturarm sind und steile Ufer besitzen (vgl. SCHWEVERS & ADAM 2010). Diese Eigenschaften bedingen eine geringere Habitat- und somit auch Artendiversität im Vergleich zu natürlich entstandenen Altgewässern. Dies zeigt sich unter anderem in dem Vorkommen und der Zusammensetzung der Libellengemeinschaft in den beiden Altarmen. Sandauerholz besitzt eine diverse und gut strukturierte Libellengemeinschaft mit Arten, die unterschiedliche Habitate bewohnen und verschiedene Strömungspräferenzen aufweisen. Es kommen viele Arten mit einer engen Habitatbindung sowie gefährdete und seltene Arten wie die Flussjungfern (Gomphidae) vor. Der ORI ergibt für Sandauerholz einen guten ökologischen Zustand. Im Altarm Parchau wurden nur limnophile, überwiegend euryöke Libellenarten nachgewiesen. Der ORI ergibt nur einen unbefriedigenden ökologischen Zustand des Gewässers. Obwohl an beiden Altarmen Revitalisierungsmaßnahmen durchgeführt wurden (Sandauerholz: 2006, Parchau: 2004) scheinen sich die Maßnahmen in Sandauerholz deutlich stärker auf die Makroinvertebratengemeinschaft auszuwirken. Jedoch lassen sich hier nur Vermutung äußern, da in beiden Altarmen keine Bestandserhebungen vor den Revitalisierungsmaßnahmen durchgeführt wurden. Die erste Erfolgskontrolle der Maßnahmen im Jahre 2012 zeigt jedoch, dass sich die Makroinvertebratengemeinschaft in Sandauerholz deutlich positiv verändert hat, dies ist vermutlich auf die strukturverbesserten Maßnahmen zurückzuführen (vgl. Kapitel 3.2.2).

Ein Vergleich der episodisch, einseitig angebundenen Altgewässer Hohengören, Försterbrack und Sapels (Typ 20.A2) zeigt ebenfalls ein relativ diverses Bild hinsichtlich der Makroinvertebratenbesiedlung. Der Altarm Sapels besitzt eine oberstromige Anbindung an die Elbe, die anderen beiden eine unterstromige. Die Ergebnisse der Clusteranalyse ergeben eine große Ähnlichkeit des Altarms Försterbrack mit dem isolierten Altwasser Rühstädt II. Bezüglich der hydromorphologischen Eigenschaften dieser Gewässer lassen sich ebenfalls Gemeinsamkeiten feststellen. Beide weisen verhältnismäßig monotone Uferbereiche auf, Vegetation ist nur spärlich in einzelnen Buchten ausgebildet, die Freiwasserfläche ist nahezu vegetationsfrei. Am Altarm Försterbrack sind große Uferbereiche mit Steinen gesichert, wodurch eine eigendynamische Entwicklung des Gewässers vermutlich stark unterbunden wird. Weiterhin ist der Zustrombereich sehr schmal und der Wasseraustausch mit der Elbe dadurch relativ gering. Das Gewässer weist demnach überwiegend und gerade im abgewandten Teil des Zustrombereiches ausschließlich Stillgewässercharakter auf. Nach dem OLI stellt der Altarm Sapels innerhalb der untersuchten, episodisch angebundenen Altgewässer das jüngste, in der Optimalphase befindliche Gewässer dar. Daten zur Länge und Dauer der Durchströmung liegen zwar nicht vor, jedoch lässt schon allein der relativ breite Zustrombereich vermuten, dass eine stärkere und längere Durchströmung stattfindet als beispielsweise am Altarm Försterbrack. Auch wenn der Altarm Sapels am ehesten der Optimalphase entspricht, die nach LÜDERITZ et al. (2009) das artenreiche Altersstadium ist, kommt dem Altarm Hohengören naturschutzfachlich eine höhere Bedeutung zu mit einem größeren Gesamtartenspektrum, deutlich mehr gefährdeten Arten und weniger gebietsfremden Arten. Der Altarm Hohengören besitzt nach Sandauerholz die zweithöchste Gesamtartenzahl.

Bei den vom Hauptstrom isolierten Altwässern bei Rühstädt (Altwässertyp 20.A3) handelt es sich nach dem OLI um sehr alte Gewässer in der Terminalphase mit einem Floodplain Index von H4, dennoch zeigen sich auch hier deutliche Unterschiede in den Gewässern selbst (Struktur, Vegetation, Sohlsubstrat, vgl. Anhang VI) und in der Makroinvertebratenbesiedlung.

Das Altwasser Rühstädt II ist von allen untersuchten Altwässern am artenärmsten. Auch wenn es eine deutlich größere Wasserfläche als das Altwasser Rühstädt I besitzt, zeigt sich das Gewässer insgesamt als relativ strukturarm. Das Ufer verläuft in großen Teilen gerade und es existieren wenige Buchten. Vegetation ist nur in kleineren Bereichen entlang des Ufers zu finden. Diese Faktoren lassen auf eine verhältnismäßig geringe Habitatdiversität schließen. Das Altwasser Rühstädt II zeigt deutlich stärkere Verlandungstendenzen mit einer ausgeprägten Vegetationsdecke sowie Schlammablagerungen am Gewässergrund. Durch die kleinräumige Strukturierung scheint jedoch eine größere Habitatdiversität als in Rühstädt II vorzuherrschen, die auch die höhere Gesamtabundanz an Makroinvertebraten erklären würde. Die Wasserkäfer (Coleoptera part.), von denen die meisten Arten vegetationsreiche Stillgewässer bevorzugen (LÜDERITZ et al. 2009), erreichten in Rühstädt I die höchste Gesamtartenzahl (n = 19) von allen untersuchten Gewässern.

Die Altwässertypologie nach POTTGIESSER & EHLERT (2012) stellt eine gute Grundlage zur Unterteilung der Altwässer anhand wichtiger abiotischer Eigenschaften dar. Aussagen zu einer charakteristischen Lebensgemeinschaft für die verschiedenen Altwässertypen sind auf Grundlage des Typologiesystems jedoch schwer zu treffen, hierfür müsste eine feinere Typisierung erfolgen, wie bereits bei POTTGIESSER & EHLERT (2012) angemerkt.

### **6.3 Erfolg von Revitalisierungsmaßnahmen am Beispiel des Altarms Sandauerholz**

Ein wesentliches Defizit an großen Flüssen wie der Elbe stellen die hydromorphologischen Defizite und die Unterbrechung der lateralen Konnektivität zwischen Fluss und Aue dar. Verschiedene Studien haben gezeigt, dass die Wiederanbindung von Altwässern an den Hauptstrom und andere Revitalisierungsmaßnahmen sowie die Sanierung des Gewässerumfeldes die Makroinvertebratendiversität deutlich erhöhen kann (u.a. SEIDEL et al. 2016, OBOLEWSKI 2011, GALLARDO et al. 2008). An den untersuchten Altwässern fanden zum Teil Revitalisierungs- und Sanierungsmaßnahmen statt (Sandauerholz: 2006, Parchau: 2004, Sapels: 2012/13 und Försterbrack: 2012/2013), die in Kapitel 3.2 erläutert sind. Jedoch wurde bei keinem der Altwässer eine Bestandserfassung der Makroinvertebratenfauna vor der Revitalisierung durchgeführt. Im Folgenden soll die Entwicklung des Altarms Sandauerholz nach dessen Revitalisierung geprüft und mit den Ergebnissen der Untersuchungen aus dem Jahre 2012 verglichen werden. SEIDEL et al. (2016) untersuchten in ihrer Studie, wie sich die durchgeführten Revitalisierungs- und Sanierungsmaßnahmen am Altarm Sandauerholz auf die Artenzusammensetzung und –diversität ausgewirkt haben. Da keine Daten zur Situation der Makroinvertebratenbesiedlung vor der Maßnahmenumsetzung vorlagen, diente der Altarm Hohengören als Vergleichsgewässer („space-for-time-substitution“). SEIDEL et al. (2016) zeigten bereits, dass der Altarm Sandauerholz im Vergleich zum Altarm bei Hohengören und dem Hauptstrom der Elbe eine wesentlich diversere Makroinvertebratengemeinschaft aufweist. Die Ergebnisse der aktuellen Untersuchungen ergaben, dass die Makroinvertebratendiversität in beiden Altwässern weiterhin hoch ist, der Shannon Wiener Index hat sich kaum geändert und es konnten weiterhin mehrere landes- bzw. bundesweit gefährdete Arten nachgewiesen werden. Der Conservation Index hat sich im Altarm Hohengören von 6 (lokal bedeutsam und

artenschutzrelevant) im Jahre 2012 auf 8 (überregional bis landesweit bedeutsam) im Jahre 2017 erhöht. Grund hierfür ist der Fund der Libellenart *Libellula fulva* im Jahre 2017, die in Sachsen Anhalt als „vom Aussterben bedroht“ gilt. Bemerkenswert ist die Steigerung der Gesamttaxazahl im beidseitig angebundenen Altarm Sandauerholz um 40 % (2012: 67 Taxa, 2017: 94 Taxa). Auch der EPTCBO, der einen Hinweis auf die Arten- und Habitatdiversität in einem Gewässer gibt, ist leicht angestiegen von 61 auf 68 %. Im periodisch angebundenen Altarm Hohengören zeigen sich keine deutlichen Unterschiede hinsichtlich der Gesamtartenzahl (2012: 71, 2017: 70 Taxa), der EPTCBO ist leicht gesunken von 68 % auf 60 %. Der permanente Anschluss des Altarms Sandauerholz scheint sich deutlich positiv auf die Habitateigenschaften und somit die Artenabundanz und –diversität auszuwirken. Die deutliche Erhöhung der Taxazahl im Altarm Sandauerholz lässt die Vermutung zu, dass sich das Gewässer in den letzten Jahren weiter zur Optimalphase hin entwickelt hat, die im Vergleich zu den anderen Entwicklungsstadien durch einen höheren Artenreichtum geprägt ist (LÜDERITZ et al. 2009).

Für den Erfolg von Altgewässerrevitalisierungen ist jedoch nicht allein die Herstellung der hydrologischen Konnektivität zum Hauptstrom ausschlaggebend. Wie der Vergleich zwischen Sandauerholz und Parchau zeigt, müssen verschiedene Voraussetzungen erfüllt sein, um die Etablierung einer artenreichen Makroinvertebratengemeinschaft zu gewährleisten. Da sich die ökologischen Präferenzen der einzelnen Arten deutlich unterscheiden, bietet ein reich strukturiertes Gewässer mit einer hohen Habitat- und Strömungsdiversität Lebensraum für eine höhere Anzahl an Arten mit unterschiedlichen ökologischen Ansprüchen als ein einförmiges, strukturarmes Gewässer. Am Altarm Parchau lag der Fokus der Revitalisierungsmaßnahmen auf der Wiederherstellung bzw. Erhöhung der hydrologischen Konnektivität. Auch wenn im Altarm eine permanente Durchströmung geschaffen wurde, ist diese verhältnismäßig gering und demnach auch die Strömungsdiversität innerhalb des Gewässers. Strukturverbessernde Maßnahmen am Gewässer, die zu einem Zustand ähnlich dem der natürlichen Altgewässer führen, könnten in diesem Fall die Makroinvertebratendiversität noch erhöhen. Auch am Altarm Försterbrack könnte durch die naturnahe Aufwertung der Uferstrukturen durch Entfernung der bestehenden Befestigungen eine größere Habitatdiversität entstehen, u.a. könnten sich in flachen Buchten mehr Makrophyten im Gewässer ansiedeln, wodurch Phytal-bewohnende Arten gefördert werden. Hier muss jedoch geprüft werden, ob eine Nutzung des Gewässerumfeldes erfolgt und diese eine Umgestaltung der Uferstrukturen zulässt.

Die Ergebnisse der im Jahre 2012 und der aktuell durchgeführten Erfolgskontrollen am Altarm Sandauerholz zeigen, dass ein regelmäßiges Monitoring von revitalisierten bzw. sanierten Altgewässern notwendig und sinnvoll ist, um den Erfolg und die ökologischen Auswirkungen der durchgeführten Maßnahmen zu überprüfen und geeignete Maßnahmen für zukünftige Projekte abzuleiten. Es wäre daher wünschenswert, die Entwicklung an den revitalisierten Altgewässern zukünftig und in regelmäßigen Abständen weiter zu verfolgen.

## 6.4 Methodendiskussion

### 6.4.1 Beurteilung und Vergleich der Altgewässerindizes (FI, OLI, LAIq)

Der „Floodplain Index“, „Oxbow Lake Index“ und „quantifizierte Leitartenindex“ lassen keine direkten Aussagen über den ökologischen Zustand eines Altgewässers zu, sondern charakterisieren zunächst die hydrologische Konnektivität zum Hauptstrom bzw. das Altersstadium des Gewässers auf Grundlage von Leitarten bzw. artspezifischen Habitatwerten. Dies ist eine wichtige Voraussetzung, um später eine ökologische Bewertung der Altgewässer vorzunehmen. Es bestehen auch Ansätze zur Bewertung des ökologischen Zustandes von Altgewässern bzw. Fluss-Auen-Systemen auf Grundlage des OLI bzw. FI, eine Zustandsbewertung wurde in dieser Studie wegen der fehlenden bzw. mangelnden Datengrundlage jedoch nicht durchgeführt. Insgesamt lässt sich feststellen, dass die Indizes grundsätzlich geeignet sind, um eine vergleichbare Einschätzung des Sukzessionsstadiums von Altgewässern vorzunehmen. Eine Präzisierung und teilweise Erweiterung der Leitbilder/-arten scheint jedoch sinnvoll, um aussagekräftigere Ergebnisse zu erhalten. Problematisch ist, dass die Indizes keine vergleichbaren Aussagen liefern. Dies ist wahrscheinlich auf die unterschiedlichen Berechnungsmethoden zurückzuführen. Jedoch ist anzumerken, dass auf Grund des geringen Stichprobenumfangs eine statistische Absicherung der Ergebnisse kaum möglich ist. Die durchgeführte Korrelationsanalyse zwischen dem OLI und dem LAIq ist daher mit Vorsicht zu genießen. Der OLI stuft die Altgewässer tendenziell älter ein als der FI (vgl. Tabelle 22). Demnach befinden sich alle Altgewässer in der Terminalphase, lediglich die Altarme Sandauerholz und Sapels zeigen die höchste Übereinstimmung mit der Optimalphase. Die Ergebnisse zeigen, dass die Leitbilder zur Index-Berechnung noch angepasst bzw. präzisiert werden müssen.

**Tabelle 22: Vergleich der Ergebnisse der verschiedenen Altgewässer-Indizes in den untersuchten Elbe-Altgewässern: Floodplain Index nach CHOVANEC et al. (2005), abgeleitetes Altersstadium nach ZUPPKE & REICHHOFF (2015), OLI und LAIq nach LÜDERITZ et al. (2009).**

Altgewässer	Altgewässertyp	FI	FI – Altersstadium	OLI	OLI ( $\Delta_{\text{Ini-Ter}}$ )	LAIq
Parchau	20.A1	H3	optimal	terminal	alt	optimal
Sandauerholz	20.A1	H2	initial	optimal	mäßig gealtert	optimal
Hohengören	20.A2	H3	optimal	terminal	sehr alt	optimal
Sapels	20.A2	H3	optimal	optimal	alt	optimal
Försterbrack	20.A2	H3	optimal	terminal	sehr alt	optimal
Rühstädt I	20.A3	H4	terminal	terminal	sehr alt	optimal
Rühstädt II	20.A3	H4	terminal	terminal	sehr alt	optimal

#### 6.4.1.1 Floodplain Index

Da eine Plausibilitätsprüfung des Floodplain Index ausschließlich an der österreichischen Donau (LAWA-Fließgewässertyp 9) erfolgte, weisen CHOVANEC et al. (2005) darauf hin, dass die Anwendbarkeit auf andere Fließgewässertypen zunächst überprüft werden und die Leitartenliste ggf. an die naturräumlichen Gegebenheiten angepasst oder ergänzt werden muss. Da die autökologischen Daten, die als Grundlage für die Aufstellung der artspezifischen Habitatwerte und Indikationsgewichte dienten, überwiegend einschlägiger, länderübergreifender Literatur entnommen wurde (vgl. CHOVANEC et al. 2005), scheint der Index jedoch auch prinzipiell auf andere Naturräume und Fließgewässertypen übertragbar zu sein. Eine Studie von ZUPPKE & REICHHOFF (2015) ergab, dass sich der Index gut eignet, um das Sukzessionsstadium von Elbe-Altgewässern anhand der Fischfauna zu charakterisieren. ZUPPKE & REICHHOFF (2015) ordneten dabei die Habitattypen nach CHOVANEC et al. (2005) einzelnen Sukzessionsstadien zu mit H2 = Initial-, H3 = Optimal-, H4 = Terminalphase. Wenn

man von dieser Einteilung ausgeht, befinden sich von den aktuell untersuchten Altgewässern:

- eins in der Initialphase (Sandauerholz),
- zwei in der Terminalphase (Rühstädt I und II),
- vier in der Optimalphase (Parchau, Hohengören, Sapels, Försterbrack).

Abgesehen von dem Altarm Parchau entspricht die Differenzierung dem Bild der Altgewässertypisierung nach POTTGIESSER & EHLERT (2012). Der Index scheint durchaus auch auf die Makroinvertebraten von Elbe-Altgewässern anwendbar zu sein. Im Vergleich zum OLI berücksichtigt der FI deutlich weniger Artengruppen. Innerhalb der Makroinvertebraten sind dies die Mollusken (Mollusca), Libellen (Odonata) und Köcherfliegen (Trichoptera), daneben gehen die Fische (Pisces) und Amphibien (Amphibia) in die Bewertung ein. Letztere spielen bei der Gewässerbewertung nach EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU 2000) zwar keine Rolle, sie stellen jedoch gute Bioindikatoren für temporär-wasserführende Altgewässer (H4 und H5) dar, da sie bevorzugte Laichhabitate für Amphibien darstellen (CHOVANEK et al. 2005). Es wird angenommen, dass die ausgewählten Taxa alle Habitattypen hinreichend abdecken, um das Sukzessionsstadium eines Altgewässers zu bewerten (CHOVANEK et al. 2005). Der Vorteil im Vergleich zum OLI besteht darin, dass durch die begrenzte Anzahl an Artengruppen der Erfassungs- und Bestimmungsaufwand verringert wird. Eine Erhöhung der Indikatorengruppen könnte jedoch dazu führen, die Ergebnisse stärker abzusichern.

Wie bereits erwähnt, lässt sich mit dem FI auch eine ökologische Zustandsbewertung von Fluss-Auensystemen durchführen. Diese ist an die Gewässerbewertung nach EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU 2000) angelehnt und beruht auf dem Vergleich des aktuellen Zustandes mit einem Referenzzustand, also dem natürlichen bzw. naturnahen Zustand, in dem sich das System befinden würde, wenn keine oder nur geringfügige anthropogene Einflüsse vorliegen (CHOVANEK et al. 2005, EU 2000). CHOVANEK et al. (2005) definieren den Referenzzustand für die österreichische Donauaue anhand des Vorkommens und der Häufigkeit von Altgewässern der einzelnen Habitattypen in einem festgelegten Auenbereich. Im Referenzzustand sollten demnach alle Habitattypen vertreten sein, wobei H1 und H2 dominieren. Je nachdem wie weit die aktuelle Verteilung der Altgewässertypen vom Referenzzustand abweicht, wird der ökologische Zustand anhand einer fünf-stufigen Bewertungsskala festgelegt von I = sehr guter bis V = schlechter ökologischer Zustand (CHOVANEK et al. 2005). Da für die aktuelle Studie keine Daten über den Referenzzustand für die Elbaue vorliegen und keine flächenhafte Erfassung der Altgewässer in einem bestimmten Bereich der Aue vorgenommen wurde, konnte keine ökologische Zustandsbewertung nach dem FI-Ansatz durchgeführt werden. Der Ansatz scheint jedoch gut geeignet zu sein, um den ökologischen Zustand bzw. die Naturnähe von Flussauen zu charakterisieren. Wie in verschiedenen Publikationen (u.a. REICHHOFF 2003, TOCKNER et al. 1999) erwähnt, sind naturnahe Auenlandschaften geprägt von dem Nebeneinander von Altgewässern in verschiedenen Altersstadien.

#### **6.4.1.2 Oxbow Lake Index**

Der OLI ist ein verhältnismäßig neues Instrument zur Beurteilung des Altersstadiums von Altgewässern. Er beschreibt die Präferenz der untersuchten Makroinvertebratengemeinschaften für die Initial-, Optimal- oder Terminalphase durch Vergleich mit den entsprechenden Leitbildern. Im Gegensatz zum FI umfasst die



Leitartenliste nahezu alle Artengruppen innerhalb der Makroinvertebraten, die für Altgewässer charakteristisch sind, u.a. die Wasserkäfer (Coleoptera part.), die einen großen Teil der Leitarten umfassen. Ein weiterer positiver Aspekt ist, dass mit den vier Modulen (Habitat-, Strömungspräferenz, Ernährungstyp und längszonale biozönotische Verteilung) ein großer Teil der autökologischen Eigenschaften der Makroinvertebraten abgedeckt wird, die grundsätzlich eine deutlichere Differenzierung der Artengemeinschaften zulässt.

Mit der Software Asterics ist zudem eine schnelle und einfache Charakterisierung der Makroinvertebratengemeinschaften der Leitbilder und der untersuchten Gewässer anhand der autökologischen Eigenschaften möglich. Ein wesentlicher Nachteil des Programmes ist jedoch, dass viele Arten nicht einzeln betrachtet, sondern auf einer höheren taxonomischen Ebene zusammengefasst werden, wodurch die Ergebnisse gegebenenfalls nicht die tatsächlichen Verhältnisse widerspiegeln. Dies soll im Folgenden am Beispiel der Limnephilidae erläutert werden, von denen insgesamt zehn Vertreter in den Altgewässern nachgewiesen wurden. Für die Eingabe in Asterics werden dabei alle Arten unter den Limnephilidae geführt, für die die durch das Programm vorgenommene autökologische Charakterisierung bezüglich der Habitat- und Strömungspräferenz in Tabelle 23 dargestellt ist. In der Tabelle ebenfalls enthalten, ist die differenzierte Charakterisierung der einzelnen Arten nach SCHMEDITJE & COLLING (1996).

**Tabelle 23: Zuordnung der Habitat- und Strömungspräferenz für die Familie der Limnephilidae mit dem Programm Asterics sowie für einzelne Arten nach SCHMEDITJE & COLLING (1996) mit: Pel = Pelal, Arg = Argyllal, Psa = Psammal, Aka = Akal, Lit = Lithal, Phy = Phytal, POM = Totholz, Falllaub, Getreibsel, Detritus und Kodierung Strömungspräferenz: 1 = limnobiont, 2 = limnophil, 3 = limno- bis rheophil, 4 = rheo- bis limnophil, 5 = rheophil, 6 = rheobiont, 7 = indifferent.**

Taxa	Habitatpräferenz (jeweils x von 10 Punkten)								Strömungspräferenz (Kodierung 1-7)
	Pel	Arg	Psa	Aka	Lit	Phy	POM	andere	
<b>Limnephilidae</b>	2	0	1	0	5	2	0	0	7
<i>Limnephilus auricula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Limnephilus decipiens</i>	0	0	0	0	0	0	5	5	3
<i>Limnephilus extricatus</i>	3	0	3	0	0	0	3	1	7
<i>Limnephilus flavicornis</i>	6	0	0	0	0	0	4	0	3
<i>Limnephilus lunatus</i>	3	0	3	0	0	0	3	1	3
<i>Limnephilus nigriceps</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Limnephilus politus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Limnephilus rhombicus</i>	2	0	2	0	0	2	4	0	3
<i>Limnephilus stigma</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Limnephilus vittatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	3

Der Vergleich zeigt, dass die zusammenfassende autökologische Charakterisierung der Limnephilidae teils deutlich von den tatsächlichen Eigenschaften der Arten abweicht. Für die Familie wird beispielsweise ein indifferentes Strömungsverhalten (= 7) angegeben, der überwiegende Teil der Arten wird nach SCHMEDITJE & COLLING (1996) jedoch als limno- bis rheophil (= 3) eingestuft. Da teils viele Arten auf einer höheren taxonomischen Ebene für die Bewertung in Asterics zusammengefasst werden, ist die Charakterisierung der Artengemeinschaften letztendlich weniger differenziert als wenn die Arten einzeln erfasst werden. Welche Unterschiede diese Zusammenfassung jedoch tatsächlich ausmacht, müsste geprüft werden und ggf. (falls möglich) eine Anpassung des Bewertungsschemas vorgenommen werden. Weiterhin werden in Asterics die Artabundanzen bei der Charakterisierung der Makroinvertebratengemeinschaft berücksichtigt, was zu einer Gewichtung der berücksichtigten Arten führt. Dies ist generell positiv zu werten, da sich die Dominanzverhältnisse im Laufe der Altgewässerentwicklung höchstwahrscheinlich

verschieben. Problematisch ist jedoch, dass spezialisierte Arten, die oft einen wesentlichen Beitrag zur Unterscheidung der Altersstadien liefern in der Regel nur in geringer Individuendichte in den Altgewässern angetroffen werden und dadurch eine geringere Gewichtung erhalten. Euryöke und ökologisch wenig anspruchsvolle Arten hingegen, die häufig hohe Individuenzahlen in den Altgewässern erreichen, bekommen meist eine starke Gewichtung, sind aber zur Unterscheidung der Altgewässerstadien wenig geeignet. Die aktuellen Ergebnisse zeigen, dass alle untersuchten Altgewässer hohe Übereinstimmungen mit den Leitbildern aller Altersstadien aufweisen. Wie auch LÜDERITZ et al (2009) erwähnen, ist diese Tatsache natürlicherweise durch den kontinuierlichen Übergang zwischen den einzelnen Entwicklungsphasen und den zugehörigen Artengemeinschaften begründet.

Es wäre jedoch denkbar, die Leitbilder durch die Einbeziehung weiterer Leitarten noch stärker zu differenzieren. Dabei sollten nach Möglichkeit Arten gewählt werden, die eine enge Bindung zu einem bestimmten Altgewässerstadium aufweisen. Im Altarm Sandauerholz wurden beispielsweise einige strömungsadaptierte (rheophile oder -bionte) Arten nachgewiesen, die wahrscheinlich überwiegend in der Initialphase anzutreffen sind, jedoch bisher nicht in der Leitartenliste nach LÜDERITZ et al. (2009) aufgeführt sind. Dazu zählen die Köcherfliegenarten *Hydropsyche angustipennis*, *H. contubernalis*, *H. bulgaromanorum* sowie *Potamophylax luctuosus*, die Eintagsfliegen *Procloeon bifidum* und *Potamanthus luteus* und die bereits in dieser Studie berücksichtigten Libellenarten der Familie Gomphidae *Gomphus flavipes*, *G. vulgatissimus* und *Ophiogomphus cecilia*. Um eine eindeutige Zuordnung dieser und weiterer möglicher Leitarten zu einem bestimmten Altersstadium zu ermöglichen, sollte das Vorkommen zunächst an anderen Altgewässern geprüft werden.

#### **6.4.1.3 quantifizierter Leitartenindex**

Nach dem quantifizierten Leitartenindex weisen alle Gewässer eine hohe Übereinstimmung mit der Optimalphase auf (49-66 %), die Übereinstimmung mit den anderen Altersstadien ist in allen Gewässern geringer. Legt man die „Vor-Ort-Beobachtungen“ zugrunde, lässt sich jedoch zumindest bei dem Altwässer Rühstädt I mit großer Wahrscheinlichkeit sagen, dass sich dieses auf Grund der Isolation vom Hauptstrom und den starken Verlandungstendenzen eindeutig in der Terminalphase befindet. Der LAIq ergibt zwar eine hohe Übereinstimmung mit der Terminalphase (53 %), die Übereinstimmung mit der Optimalphase ist jedoch wesentlich höher (65 %). Dies könnte zu einer falschen Einschätzung des Gewässers führen, gerade wenn man dieses nicht kennt. Die Ergebnisse des LAIq sind daher immer kritisch zu hinterfragen. Als Grundlage für die Berechnung des LAIq dienen dieselben Leitbilder wie beim OLI, allerdings fließen beim LAIq lediglich die Abundanzen der vorgefundenen Arten bzw. der Leitarten ein, autökologische Eigenschaften finden keine Berücksichtigung. Der LAIq bietet den Vorteil, dass er verhältnismäßig einfach und schnell zu berechnen ist und dass er eine grobe Einschätzung des Alterungsgrades zulässt. Ein präziserer Vergleich der vorgefundenen Artengemeinschaft mit dem jeweiligen Leitbild und somit eine genauere Aussage zum Alterungsgrades ermöglichen jedoch der OLI und der FI, da diese die autökologischen Eigenschaften der Arten berücksichtigen.

#### **6.4.2 Odonate River Index**

Der Odonate River Index nach GOLFIERI et al. (2016) scheint ein geeignetes Maß zu sein, um die Habitatdiversität von Altgewässern zu charakterisieren. Wie auch der EPTCBO-Anteil spiegelt der Index den Anteil an Arten mit hohen ökologischen Ansprüchen wieder. im

Vergleich zu diesem werden beim ORI jedoch neben der Anzahl an Arten mit einer relativ engen Habitatbindung auch andere wichtige Faktoren zur Beurteilung der Habitateigenschaften eines Gewässers herangezogen. Libellengemeinschaften sind auf Grund der unterschiedlichen ökologischen Ansprüche der einzelnen Arten gute Bioindikatoren, um Gewässereigenschaften wie Strömungs-, Struktur- und Habitatdiversität zu beschreiben. Diese Faktoren spiegeln wiederum artenreiche Gewässer wieder.

Auch wenn der Index gut geeignet ist, um die Habitat- und somit auch die Artendiversität in Altgewässern zu charakterisieren, ist die Methodik hinsichtlich der ökologischen Gesamtbewertung kritisch zu betrachten, da das Altersstadium der Altgewässer zu wenig Beachtung findet. In isolierten Altgewässern wie Rühstätt I und II beispielsweise, die auf Grund der fehlenden Anbindung an den Hauptstrom Stillgewässercharakter aufweisen, kommen auf Grund der natürlichen Gegebenheiten keine Fließgewässerarten vor. Das Modul „OHI-Mittelwert“, das als Maß für eine gut-strukturierte Libellengemeinschaft, als Verhältnis zwischen Stillgewässer- und Fließgewässerarten, gilt, erhält bei solchen Gewässern entsprechend immer die geringste Wertung, wodurch die Gesamtbewertung immer schlechter ausfällt als in durchströmten Altgewässern, die eine Verbindung zum Hauptstrom aufweisen. Jedoch ist es falsch die Libellenstruktur in isolierten (terminalen) Altgewässern auf Grund des Fehlens von strömungsadaptierten Arten grundsätzlich als schlecht einzustufen und den ökologischen Wert dadurch herabzusetzen. Eine natürliche und funktionsfähige Flussauenlandschaft ist vielmehr durch das Nebeneinander von Altgewässern in verschiedenen Altersphasen charakterisiert (DWA 2010), deswegen sind auch Altwässer in der Terminalphase mit ihren charakteristischen Lebensgemeinschaften aus Stillgewässerarten und euryöken Arten schützenswert und ökologisch bedeutend. Bei der Bewertung der Artenzusammensetzung müsste der ORI demnach stärker zwischen den verschiedenen Altersstadien differenzieren, um eine ungerechtfertigte Abwertung von gealterten Gewässern ohne Anbindung zum Hauptstrom zu vermeiden. Zur Erfolgskontrolle von Revitalisierungsmaßnahmen scheint der ORI jedoch ein geeignetes Mittel zu sein, da er Aussagen über die „Verjüngung“ des Gewässers liefern kann. Beispielsweise besitzt der Altarm Sandauerholz laut ORI einen guten ökologischen Zustand, während das Vergleichsgewässer in Hohengören nur einen mäßigen Zustand aufweist. Unterschiede ergeben sich in den Modulen „OHI-Mittelwert“ und „Intolerante Arten“. Die Ergebnisse lassen die Vermutung zu, dass die Revitalisierungsmaßnahmen zu einer Erhöhung der Habitatdiversität geführt haben und sich infolgedessen wieder mehr Arten mit einer engeren Habitatbindung bzw. deutlich strömungsadaptierte Arten angesiedelt haben. Um den ORI auch für Altgewässer in anderen Naturräumen anwenden zu können, sollten die artspezifischen Habitatwerte auch in anderen Gewässern überprüft und plausibilisiert oder gegebenenfalls angepasst werden. Die Ergebnisse dieser Studie zeigen jedoch, dass sich der ORI für die Beurteilung der Habitateigenschaften von Elbe-Altgewässern prinzipiell eignet.

## 7 Literaturverzeichnis

ALTMÜLLER R. & CLAUSNITZER H.-J. (2010): Rote Liste der Libellen Niedersachsens und Bremens, 2. Fassung, Stand 2007. In: Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 30, Nr. 4 (4/10): 209-260.

AMOROS C., ROSTAN J.-C., PAUTOU G., BRAVARD J.-P. (1987): The reversible process concept applied to the environmental management of large rivers systems. *Environmental Management* 11: 607–617.

ARSCOTT D.B., TOCKNER K., WARD J.V. (2005): Lateral organization of aquatic invertebrates along the corridor of a braided floodplain river. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 24 (4): 934–954.

BANNING M. (1988): Auswirkungen des Aufstaus größerer Flüsse auf das Makrozoobenthos - dargestellt am Beispiel der Donau. *Essener Ökologische Schriften Band 9. Westarp-Wissenschaften.*

BELLMANN H. (2007): *Der Kosmos-Libellenführer. Die Arten Mitteleuropas sicher bestimmen.* Franckh-Kosmos Verlags-GmbH & Co. KG, Stuttgart.

BÖHME D. (2004): Rote Liste der Eintags- und Steinfliegen (Ephemeroptera, Plecoptera) des Landes Sachsen-Anhalt, 2. Fassung. *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt* 39 (2004): 198-2004.

BRAASCH D., HENDRICH L., BALKE M. (2000): Rote Liste und Artenliste der Wasserkäfer des Landes Brandenburg (Coleoptera: Hydradephaga, Hydrophiloidea part., Dryopoidea part. und Hydraenidae). In: *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 9 (3), Beilage: S. 1-35.

BRAASCH D. (1992): Rote Liste Eintagsfliegen (Ephemeroptera. In: *Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg (Hrsg.): Gefährdete Tiere im Land Brandenburg, Unze-Verlag.* Übernommen aus: MÜLLER R. (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der Eintagsfliegen (Ephemeroptera) von Berlin. In: *Der Landesbeauftragte für Naturschutz und Landschaftspflege, Senatsverwaltung für Stadtentwicklung (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen und Tiere von Berlin.*

BR FLUSSLANDSCHAFT ELBE (o.J.): Karte des BR Flusslandschaft Elbe. Online unter: <http://www.flusslandschaft-elbe.de/cms/cache/93ba9ac91e0c4ba0382ee4b6f174b8c0.jpg> (letzter Aufruf: 23.09.2017).

BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ, BAU UND REAKTORSICHERHEIT (BMUB) & BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BFN) (Hrsg., 2015): *Den Flüssen mehr Raum geben – Renaturierung von Auen in Deutschland.*

BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ, BAU UND REAKTORSICHERHEIT (BMUB) & BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BFN) (Hrsg., 2009): *Auenzustandsbericht – Flussauen in Deutschland.*

BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ, BAU UND REAKTORSICHERHEIT (BMUB) & BUNDESMINISTERIUMS FÜR VERKEHR UND DIGITALE INFRASTRUKTUR (BMVI) (Hrsg., 2016): *Fachliche Grundlagen zum Bundesprogramm „Blaues Band Deutschland“.*

BUND FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ DEUTSCHLAND (BUND, Hrsg.) (2011): *Naturverträgliche Bau- und Unterhaltungskonzepte an Bundeswasserstraßen. Bund-Studie.*

- CHOVANEC A., WARINGER J., STRAIF M., GRAF W., RECKENDORFER W. WARINGER-LÖSCHENKOHL A., WAIDBACHER H., SCHULTZ H. (2005): The Floodplain Index – a new approach for assessing the ecological status of river/floodplain-systems according to the EU Water Framework Directive. In: Large Rivers Vol. 15, No. 1-4. Arch. Hydrobiol. Suppl. 155/1-4: 169-185.
- CHOVANEC & WARINGER (2001): Ecological integrity of river-floodplain-systems – assessment by dragonfly surveys (Insecta: Odonata). In: Regulated Rivers Research & Management: 493-507.
- DGL (DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE E.V., Hrsg.) (2012): Leistungsverzeichnis für Limnologie (LVLim) – Gewässerökologische Untersuchungen, 2. überarbeitete Auflage.
- DIEBEL R. (2012): Strukturvielfalt in der Elbaue – Erfahrung über die „Flutrinnenanbindung Sandauerholz“ im Biosphärenreservat Mittelelbe. In: Naturschutz im Land Sachsen Anhalt, 49. Jahrgang (2012): 50-54.
- DWA (DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL E.V., Hrsg., 2010): Merkblatt DWA-M 607: Altgewässer – Ökologie, Sanierung und Neuanlage.
- EISELER B. & HESS M. (2013) Taxonomie für die Praxis: Bestimmungshilfen – Makrozoobenthos (2). LANUV-Arbeitsblatt 20. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz (LANUV NRW, Hrsg.), Recklinghausen.
- EISELER B. (2010): Taxonomie für die Praxis: Bestimmungshilfen – Makrozoobenthos (1). LANUV-Arbeitsblatt 14. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz (LANUV NRW, Hrsg.), Recklinghausen.
- EISELER B. (2005): Identification key to the mayfly larvae of the German Highlands and Lowlands. Lauterbornia, 1–112.
- ENGEL H., KRAHÉ P., NICODEMUS U., HEININGER P., PELZER J., DISSE M., WILKE K., FRITSCH R. (2002): Das Augusthochwasser 2002 im Elbegebiet. Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.), Koblenz.
- EU (2000): EU-Wasserrahmenrichtlinie - Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. ABl. EG Nr. L 327/1, 22.12.2000.
- EU (2013): Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie: Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (Amtsblatt Nr. L206, S. 7). Zuletzt geändert durch Artikel 1 der Änderungs-Richtlinie 2013/17/EU von 13.5.2013 (Amtsblatt Nr. L 158, S. 193).
- FREUDE H., HARDE K.W., LOHSE G.A. (1971/1979): Die Käfer Mitteleuropas, vols. 3 and 6. Goecke-Evers, Krefeld.
- GALLARDO B., GARCÍA M., CABEZAS Á., GONZÁLEZ E., GONZÁLEZ M., CIANCARELLI C., COMÍN F. A. (2008): Macroinvertebrate patterns along environmental gradients and hydrological connectivity within a regulated river-floodplain. Aquat. Sci. 70 (2008): 248-258.

GLÖER P. & MEIER-BROOK C. (1998): Süßwassermollusken. Ein Bestimmungsschlüssel für die Bundesrepublik Deutschland. Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung (Hrsg.), 12. Auflage.

GOLFIERI B., HARDERSEN S., MAIOLINI B., SURIAN N. (2016): Odonates as indicators of the ecological integrity of the river corridor: Development and application of the Odonate River Index (ORI) in northern Italy. In: *Ecological Indicators* 61: 234-247.

HAASE P. (1996): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Wasserkäfer mit Gesamtartenverzeichnis. In: *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* 16 (3): S. 81-100.

HACKENBERG E. & HERDAM V. (2005): Rote Liste der bestandsgefährdeten Weichtiere – Schnecken & Muscheln (Mollusca – Gastropoda & Bivalvia) in Berlin. In: *Der Landesbeauftragte für Naturschutz und Landschaftspflege/Senatsverwaltung für Stadtentwicklung* (Hrsg.): Rote Listen der gefährdeten Pflanzen und Tiere von Berlin.

HEIDEMANN H. & SEIDENBUSCH R. (2002): Die Libellenlarven Deutschlands. *Tierwelt Deutschlands* 72. Verlag Goecke & Evers, Keltern.

HENDRICH L. (2005): Rote Liste und Gesamtartenliste der Wasserkäfer von Berlin (Coleoptera: Hydradephaga, Hydrophiloidea part., Staphylinoidea part., Dryopoidea part.) In: *Der Landesbeauftragte für Naturschutz und Landschaftspflege/Senatsverwaltung für Stadtentwicklung* (Hrsg.): Rote Listen der gefährdeten Pflanzen und Tiere von Berlin.

HERDAM V. & ILLIG J. (1992): Rote Liste der Weichtiere (Mollusca, Gastropoda & Bivalvia). 39-48. In: *Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg* (Hrsg.): *Gefährdete Tiere im Land Brandenburg. Rote Liste.* Unze-Verlag, Potsdam.

HESS M., SPITZENBERG D., BELLSTEDT R., HECKS U., HENDRICH L., SONDERMANN W. (1999): Artenbestand und Gefährdungssituation der Wasserkäfer Deutschlands (Coleoptera: Hydradephaga, Hydrophiloidea part., Dryopoidea part.; Microsporidae, Hydraenidae, Scirtidae). In: *Naturschutz und Landschaftsplanung* 31 (7): S. 197-211.

HOFFMANN C., ROETHKE-HABECK P., BIEDERMANN A., KOPPE K., WLODARSKI W., HORNEMANN C., NAUMANN S. (2011): Die Elbe, Schifffahrt und Ökologie im Einklang? *Umweltbundesamt* (Hrsg.).

HOHMANN M. (2004): Rote Liste der Köcherfliegen (Trichoptera) des Landes Sachsen-Anhalt, 2. Fassung, Stand Februar 2004. *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt* 39 (2004).

JÄHRLING K.-H. (2010): Flussufer und Auengewässer - ökologisch sinnvolle und umsetzbare Maßnahmen vor dem Hintergrund der EG-WRRL am Beispiel der Elbe. Vortrag im Rahmen des BfG-Kolloquium: „Neue Ansätze der Ufer- und Bauwerksgestaltung in Flüssen - hydraulische Wirkung und ökologisches Potential“, 23. und 24. März 2010, Industrie- und Handelskammer Magdeburg.

JÄHRLING K.-H. (2009): Zur Situation autentischer Gewässer aus historischer Sicht und Erfahrungen bei der Altarmreaktivierung an der Elbe. In: *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt*, 46. Jahrgang (2009), Sonderheft: 17-28.

JUNGBLUTH J.H. & VON KNORRE D. (2009): Rote Liste der Binnenmollusken [Schnecken (Gastropoda) und Muscheln (Bivalvia)] in Deutschland, 6. revidierte und erweiterte Fassung. Mitt. dtsh. malokozool. Ges. 81 (Hrsg.), Frankfurt am Main.

JUNGBLUTH J.H. (1990): Vorläufige "Rote Liste" der bestandsbedrohten und gefährdeten Binnenmollusken (Weichtiere: Schnecken und Muscheln) in Niedersachsen. - In: Erfassung von Tierarten in Niedersachsen. Meldebogen "Mollusken - Terrestrische Arten" und "Mollusken - Limnische Arten". Stand 12/97. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Fachbehörde für Naturschutz (Hrsg.), Hildesheim.

KAULE G. (1991): Arten- und Biotopschutz. 2. Auflage. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

KLAUSNITZER B. (1996): Käfer im und am Wasser. Westarp Wissenschaften Magdeburg, in Zusammenarbeit mit Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg. 2. Auflage.

KÖRNIG G. (2004): Rote Liste der Weichtiere (Mollusca) des Landes Sachsen-Anhalt, 2. Fassung. In: Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 39 (2004): S. 155-160.

LAMPRECHT J. (1999): Biologische Forschung: Von der Planung bis zur Publikation. Filander-Verlag, Fürth.

LFU (LANDESAMT FÜR UMWELT BRANDENBURG, Hrsg.) (2000): Rote Liste Wasserkäfer des Landes Brandenburg. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 9 (3).

LAU (LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT, Hrsg.) (2001): Arten- und Biotopschutzprogramm Sachsen-Anhalt, Landschaftsraum Elbe, Teil 3. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt – Sonderheft 3 (2001).

LFU (LANDESAMT FÜR UMWELT Brandenburg) (2000): Rote Liste Libellen. In: Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 9 (4).

LÜDERITZ, V. & LANGHEINRICH U. (2010): Hydromorphologische und biologische Bewertung von Verbesserungen der Gewässerstruktur. Paper im Rahmen des Dresdner Wasserbaukolloquiums „Wasserbau und Umwelt – Anforderungen, Methoden, Lösungen“ an der Technischen Universität Dresden.

LÜDERITZ V. & JÜPNER R. (2009): Renaturierung von Fließgewässern. In: ZERBE S. & WIEGLEB G. (Hrsg.): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa. S. 95-124. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.

LÜDERITZ V., LANGHEINRICH U., KUNZ C. (Hrsg.) (2009): Flussaltwässer: Ökologie und Sanierung. 1. Auflage. Vieweg + Teubner | GWV Fachverlage GmbH, Wiesbaden.

MALZACHER P., JACOB U., HAYBACH A., REUSCH H. (1998): Rote Liste der Eintagsfliegen (Ephemeroptera). In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 55: 264-267.

MEIER C., HAASE P., ROLAUFFS P., SCHINDEHÜTTE K., SCHÖLL F., SUNDERMANN A., HERING D. (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung. Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie.

MEY W. (2005): Rote Liste und Gesamtartenliste der Köcherfliegen (Trichoptera) von Berlin. In: Der Landesbeauftragte für Naturschutz und Landschaftspflege/Senatsverwaltung für Stadtentwicklung (Hrsg.).

MEY W., KLIMA F., BRAASCH D. (1992): Rote Liste Köcherfliegen (Trichoptera). In: Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg (Hrsg.): Gefährdete Tiere im Land Brandenburg. Rote Liste: 133-135. Unze-Verlag, Potsdam. Übernommen aus: Mey W. (2005): Rote Liste und Gesamtartenliste der Köcherfliegen (Trichoptera) von Berlin. In: Der Landesbeauftragte für Naturschutz und Landschaftspflege, Senatsverwaltung für Stadtentwicklung (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen und Tiere von Berlin.

MLUV MV (MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ MECKLENBURG VORPOMMERN), MULE LSA (MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT UND UMWELT DES LANDES SACHSEN-ANHALT), MLUL BB (MINISTERIUM FÜR LÄNDLICHE ENTWICKLUNG, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES BRANDENBURG), NIEDERSÄCHSISCHES UMWELTMINISTERIUM, MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND LÄNDLICHE RÄUME DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (Hrsg., 2006): Rahmenkonzept für das länderübergreifende UNESCO-Biosphärenreservat „Flusslandschaft Elbe“.

MÜLLER J. (2004): Rote Liste der Libellen (Odonata) des Landes Sachsen-Anhalt. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 39 (2004).

MÜLLER R. (2004): Charakterisierung lithoraler Makrozoobenthoszönosen von Randgewässern der Ober- und Mittelelbe. Inauguraldissertation zum Erlangen des akademischen Grades eines Doktors der Naturwissenschaften der mathematisch-naturwissenschaftlichen Fakultät der Ernst-Moritz-Arndt-Fakultät Greifswald.

NEU P.J. (2013): Checkliste der Köcherfliegen (Trichoptera) Deutschlands. Online unter: [http://www.trichoptera-rp.de/Tricho-Liste\\_BRD\\_\\_\\_RL2013.pdf](http://www.trichoptera-rp.de/Tricho-Liste_BRD___RL2013.pdf) (letzter Aufruf: 15.07.2017).

NIEDRINGHAUS R. & STRAUSS G. (2014): Die Wasserwanzen Deutschlands. Bestimmungsschlüssel für alle Nepo- und Gerromorpha. Wissenschaftlich-Akademischer-Buchvertrieb.

OBOLEWSKI K., GLIŃSKA-LEWCZUK K., STRZELCZAK A., BURANDT P. (2014): Effects of a floodplain lake restoration on macroinvertebrate assemblages – a case study of the lowland river (the Slupia river, N Poland). Polish Journal of Ecology Pol. J. Ecol. (2014) 62: S. 557–575.

OBOLEWSKI K. (2011): Functioning of aquatic invertebrate communities in oxbow lakes with various connection to riverbed. Contemporary problems of management and environmental protection, no. 7 (2011): "Issues of Landscape Conservation and Water Management in Rural Areas": S. 249-265.

OTT J., CONZE K.-J., GÜNTHER A., LOHR M., MAUERSBERGER R., ROLAND H.-J., SUHLING F. (2015): Rote Liste und Gesamtartenliste der Libellen Deutschlands mit Analyse der Verantwortlichkeit, dritte Fassung, Stand August 2012 (Odonata).

PAILLEX A., SCHUWIRTH N., LORENZ A.W., JANUSCHKE K., PETER A., REICHERT P. (2017): Integrating and extending ecological river assessment: Concept and test with two restoration projects. Ecological Indicators 72 (2017): 131-141.



- PATT H. (Hrsg., 2016): Fließgewässer- und Auenentwicklung – Grundlagen und Erfahrungen. Springer-Verlag Berlin-Heidelberg, 2. Auflage.
- PATT H., JÜRGING P., KRAUS W. (2011): Naturnaher Wasserbau – Entwicklung und Gestaltung von Fließgewässern. Springer-Verlag Berlin-Heidelberg, 4. aktualisierte Auflage.
- POTTGIESSER T. & EHLERT T. (2012): Typisierung potamaler Altgewässer in Sachsen-Anhalt – Endbericht. Landesbetrieb für Hochwasserschutz Sachsen-Anhalt (Hrsg.).
- PRECHT T. (1939): Die Resistenz gegen Austrocknung bei Planorbiden.- Zoologischer Anzeiger 128: S. 124-136.
- PUHLMANN G., PRÜTER J., KNEIS P., NEUKIRCHEN B., ANLAUF A., BEYER T. (2015): IST-Analyse für das Gesamtkonzept Elbe - Arbeitspaket Naturschutz. Online unter: [http://www.gesamtkonzept-elbe.bund.de/Webs/GkElbe/DE/GesamtkonzeptElbe/Naturschutz/Naturschutz\\_node.html](http://www.gesamtkonzept-elbe.bund.de/Webs/GkElbe/DE/GesamtkonzeptElbe/Naturschutz/Naturschutz_node.html) (letzter Aufruf: 10.07.2017).
- REICHHOFF L. (2003): 25 Jahre Sanierung und Restaurierung von Altwässern an der Mittleren Elbe. In: Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt, 40. Jahrgang (2003), Heft 1.
- REUSCH H. & HAASE P. (2000): Rote Liste der Eintags-, Stein- und Köcherfliegenarten Niedersachsens, 2. Fassung, Stand: 01.10.2010. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 4/2000.
- SCHMEDTJE U. & COLLING M. (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft (Hrsg.) 4/96.
- SCHOLZ M., STAB S., DZIOCK F., HENLE K. (Hrsg.) (2005) Lebensräume der Elbe und ihrer Auen. – Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Bd. 4. Weisensee-Verlag, Berlin.
- SCHWEVERS U. & ADAM B. (2010): Bewertung von Auen anhand der Fischfauna – Machbarkeitsstudie. BfN-Skript 268. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg (Hrsg.).
- SEIDEL M., VOIGT M., LANGHEINRICH U., HOGE-BECKER A., GERSBERG R. M., ARÉVALO J. R., LÜDERITZ V. (2016): Re-connection of oxbow lakes as an effective measure of river restoration. In: CLEAN – soil air water 45 (3).
- SHIELDS JR. F.D., KNIGHT S.S., LIZOTTE JR. R., WREN D.G. (2011): Connectivity and Variability: Metrics for Riverine Floodplain Backwater Rehabilitation. In: Geophysical Monograph Series 194: 233-246.
- SOMMERHÄUSER M. & SCHUHMACHER H. (2003): Handbuch der Fließgewässer Norddeutschlands. Typologie – Bewertung – Management. Atlas für die limnologische Praxis. Ecomed Verlagsgesellschaft AG & Co. KG.
- SPITZENBERG D. (2004): Rote Liste der wasserbewohnenden Käfer des Landes Sachsen-Anhalt, 2. Fassung (Stand: Februar 2004). Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 39 (2004): S. 264-271.
- SUCCOW M., JESCHKE L., KNAPP H.-D. (Hrsg.) (2012): Naturschutz in Deutschland, Rückblicke – Einblicke – Ausblicke, 1. Auflage. CH. Links Verlag, Berlin.

- TEICHLER K.-H. & WIMMER W. (2007): Liste der Binnenmollusken Niedersachsens.
- TOCKNER K., SCHIEMER F., BAUMGARTNER C., KUM G., WEIGAND E., ZWEIMÜLLER I., WARD J.V. (1999): The Danube restoration project: Species diversity patterns across connectivity gradients in the floodplain system. In: Regul. Rivers: Res. Mgmt. 15: 245-258.
- TRAUNER D., FUNK A., PÖLZ E.-M., FELDBACHER E., WEIGELHOFER G., RECKENDORFER W., HEIN T. (2016): Integrierte gewässerökologische Modellansätze zur Beurteilung von Gewässervernetzungsvarianten am Beispiel der Unteren Lobau. Österr Wasser- und Abfallw., DOI 10.1007/s00506-016-0322-7.
- UMWELTBUNDESAMT (Hrsg., 2014): Hydromorphologische Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen. Anhang 1 von „Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle“.
- WARD J.V. & TOCKNER K. (2001): Biodiversity: towards an unifying theme for river ecology. Freshwater Biology 46: 807-819.
- WARINGER J., CHOVANEC A., STRAIF M., GRAF W., RECKENDORFER W., WARINGER-LÖSCHENKOHL A., WAIDBACHER H., SCHULTZ H. (2005): The Floodplain Index – habitat values and indication weights for molluscs, dragonflies, caddisflies, amphibians and fish from Austrian Danube floodplain waterbodies. In: Lauterbornia 54: 177-186.
- WARINGER J. & GRAF W. (2002): Trichoptera communities as a tool for assessing the ecological integrity of Danubian floodplains in Lower Austria. In: MEY W. (Hrsg.): Proc. 10<sup>th</sup> Int. Symp. Trich., Nova Suppl. Ent.: 617-625.
- WARINGER J. & GRAF W. (1997): Atlas der österreichischen Köcherfliegenlarven. Facultas-Universitätsverlag, Wien.

## **8 Erklärung**

Hiermit versichere ich, dass ich die vorliegende Arbeit selbständig und ohne fremde Hilfe angefertigt, in gleicher oder ähnlicher Fassung noch nicht in einem anderen Studiengang als Prüfungsleistung vorgelegt und keine anderen als die angegebenen Hilfsmittel und Quellen verwendet und die wörtlich oder sinngemäß aus anderen Werken entnommenen Stellen als solche kenntlich gemacht habe.

Nürtingen, 01.12.2017

Daniela Rau

## **9 Anhang**

- I. Gesamttaxaliste und Artabundanzen
- II. Individuenzahlen und Stetigkeit der nachgewiesenen Taxa
- III. Ergebnisse der Altgewässerbewertung
- IV. Odonate River Index (ORI): Bewertung der Teilmodule (metrics) und Gesamtbewertung
- V. Ergebnisse der Modulbewertung mit Asterics
- VI. Fotos der untersuchten Altgewässer

## Anhang I: Gesamttaxaliste und Artabundanzen

Par = Altarm Parchau, SaHo = Altarm Sandauerholz, Hoh = Altarm Hohengören, Sap = Altarm Sapels, För = Altarm Försterbrack, Rü I = Altwässer Rühstädt I, Rü II = Altwässer Rühstädt II; Artabundanzen mit 1 = Einzelfund, 2 = wenig, 3 = wenig-mittel, 4 = mittel, 5 = mittel-viel, 6 = viel, 7 = Massenvorkommen.

Taxon	Par	SaHo	Hoh	Sap	För	Rü I	Rü II
<b>ODONATA</b>							
<b>Anisoptera</b>							
<b>Aeshnidae</b>							
<i>Aeshna cyanea</i>						1	
<i>Aeshna grandis</i>		3					
<i>Aeshna mixta</i>				1	1		
<i>Anax imperator</i>	2	3	4			4	
<i>Brachytron pratense</i>	2		3		1		
<b>Calopterygidae</b>							
<i>Calopteryx splendens</i>		5					
<b>Corduliidae</b>							
<i>Cordulia aenea</i>						3	
<i>Epitheca bimaculata</i>					2		
<i>Somatochlora metallica</i>			3				
<b>Gomphidae</b>							
<i>Gomphus flavipes</i>		3					
<i>Gomphus vulgatissimus</i>		3					
<i>Ophiogomphus cecilia</i>		3					
<b>Libellulidae</b>							
<i>Libellula depressa</i>			3				
<i>Libellula fulva</i>		4	4				
<i>Libellula quadrimaculata</i>			3				
<i>Orthemtrum cancellatum</i>	3	3	4	2	1		
<i>Sympetrum vulgatum</i>					2		
<b>Zygoptera</b>							
<b>Coenagrionidae</b>							
<i>Coenagrion puella</i>	3	3	3				
<i>Erythromma najas</i>	3	3	4		3		3
<i>Erythromma viridulum</i>						3	
<i>Ischnura elegans</i>	4	6	5	5	5	5	5
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>		3					
<b>Lestidae</b>							
<i>Sympecma</i> sp.					2	3	
<b>Platycnemididae</b>							
<i>Platycnemis pennipes</i>	3	4	4	4	4	4	
<b>EPHEMEROPTERA</b>							
<b>Baetidae</b>							
<i>Baetis rhodani</i>	3						
<i>Cloeon dipterum</i>	4	6	6	5	6	6	6
<i>Cloeon simile</i>		4	4				
<i>Procloeon bifidum</i>		3					
<i>Procloeon pennulatum</i>		2					
<b>Caenidae</b>							
<i>Caenis horaria</i>	2	3	4		2		
<i>Caenis luctuosa</i>		4	3				
<i>Caenis pseudorivolorum</i>	3	3	3				
<i>Caenis robusta</i>						2	
<b>Heptageniidae</b>							
<i>Kageronia fuscogrisea</i>		3		2			
<b>Potamanthidae</b>							
<i>Potamanthus luteus</i>		3					
<b>COLEOPTERA</b>							

<b>Dytiscidae</b>							
<i>Coelambus impressopunctatus</i>				4			
<i>Colymbetes fuscus</i>						2	
<i>Cybister lateralimarginalis</i>			2		2		
<i>Dytiscus circumflexus</i>			2			2	
<i>Dytiscus dimidiatus</i>		3					
<i>Graphoderus cinereus</i>	2						
<i>Hydaticus seminiger</i>						2	
<i>Hydaticus transversalis</i>						1	
<i>Hydroporus palustris</i>		3	3			1	
<i>Hydroporus planus</i>							3
<i>Hygrotus confluens</i>		3					
<i>Hygrotus versicolor</i>			4	2	5	2	
<i>Hyphydrus ovatus</i>	3	3	3				
<i>Ilybius fenestratus</i>						2	
<i>Ilybius fuliginosus</i>					1		
<i>Laccophilus hyalinus</i>	3	4	3	4		1	4
<i>Laccophilus minutus</i>		5		4	4	4	
<i>Platambus maculatus</i>	3	3	4	3	3		
<i>Rhantus notatus</i>		3					
<i>Rhantus latitans</i>		3	3	4	4	4	3
<i>Rhantus pulverosus</i>				3			
<i>Suphrodytes figuratus</i>						1	
<b>Haliplidae</b>							
<i>Enochrus quadripunctatus</i>		3					
<i>Halipus fluviatilis</i>		3			4		1
<i>Halipus immaculatus</i>						2	
<i>Halipus ruficollis</i>		3	3				
<i>Liaphus flavicollis</i>				1			
<i>Peltodytes caesus</i>	3						
<b>Hydrophilidae</b>							
<i>Anacaena limbata</i>		3		5			
<i>Helochares obscurus</i>					2	1	
<i>Helophorus aquaticus</i>						1	
<i>Helophorus grandis</i>						1	
<i>Hydrobius fuscipes</i>	3	4	4	4	4	5	4
<i>Hydrochara caraboides</i>		3	3	3	3	2	
<i>Hydrochus elongatus</i>						1	
<i>Hydrophilus piceus</i>			2				
<i>Laccobius minutus</i>				1	1		
<i>Limnoxenus niger</i>	3	3					
<b>Noteridae</b>							
<i>Noterus clavicornis</i>	2	3				3	
<i>Noterus crassicornis</i>			3				
<b>HETEROPTERA</b>							
<b>Corixidae</b>							
<i>Aquarius paludum</i>				3			
<i>Corixa punctata</i>					3		
<i>Gerris lacustris</i>		4	5			3	
<i>Hesperocorixa linnaei</i>						4	
<i>Ilyocoris cimicoides</i>	4	4	4	4	5	6	5
<i>Sigara falleni</i>				4	2		5
<i>Sigara nigrolineata</i>	4	4	4	5	5	5	5
<i>Sigara striata</i>		3	4				
<b>Nepidae</b>							
<i>Nepa cinerea/rubra</i>		4	3	4	4	3	3
<i>Ranatra linearis</i>		3	4		3	3	2
<b>Notonectidae</b>							
<i>Notonecta glauca</i>	4	4	4	4	3	4	4

<b>Veliidae</b>							
<i>Mesovelia furcata</i>		3					
<i>Microvelia reticulata</i>		4	4				
<b>DIPTERA</b>							
<b>Chironomidae</b>		4	4	3	?		4
<b>Culicidae</b>						3	
<i>Stratiomys</i> sp.	2						
<i>Chrysops</i> sp.				2			
<i>Tabanus</i> sp.		4			4		
<i>Tipula</i> sp.						3	
<b>MEGALOPTERA</b>							
<i>Sialis lutaria</i>					1		2
<b>TRICHOPTERA</b>							
<b>Goeridae</b>							
<i>Grammotaulius nigropunctatus</i>			4	3	3	3	3
<b>Hydropsychidae</b>							
<i>Hydropsyche bulgaromanorum</i>		3					
<i>Hydropsyche contubernalis</i>		3					
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	2						
<b>Leptoceridae</b>							
<i>Athripsodes aterrimus</i>		3	3				
<i>Ceraclea dissimilis</i>		3	3				
<i>Erotesis baltica</i>		4	3			3	
<i>Mystacides longicornis</i>			4		4		4
<i>Oectis furva</i>	2						
<i>Oecetis lacustris</i>							3
<i>Oecetis ochracea</i>			4				2
<i>Triaenodes bicolor</i>					3	2	2
<b>Limnephilidae</b>							
<i>Anabolia nervosa</i>	4	4					
<i>Glyptotaelius pellucidus</i>			4				
<i>Halesus radiatus</i>	3						
<i>Limnephilus auricula</i>		3			3		
<i>Limnephilus decipiens</i>		4				3	
<i>Limnephilus extricatus</i>	3	3					
<i>Limnephilus flavicornis</i>	4	3	4				5
<i>Limnephilus lunatus</i>	4	4	5		4	4	5
<i>Limnephilus nigriceps</i>		3		3		3	
<i>Limnephilus politus</i>	2						
<i>Limnephilus rhombicus</i>	4	4	5				
<i>Limnephilus stigma</i>		4	3		3	3	
<i>Limnephilus vittatus</i>		2		4			
<i>Potamophylax luctuosus</i>		2					
<b>Molannidae</b>							
<i>Molanna angustata</i>	3						
<b>DECAPODA</b>							
<b>Atyidae</b>							
<i>Atyaephyra desmaresti</i>				2			2
<b>Cambaridae</b>							
<i>Oronectes limosus</i>	2						
<b>Amphipoda</b>							
<b>Gammaridae</b>							
<i>Dikerogammarus villosus</i>	5	3		4	5		4
<i>Dikerogammarus haemobaphes</i>		4	5	3			
<i>Gammarus pulex</i>			3				
<i>Gammarus tigrinus</i>							3
<b>ISOPODA</b>							
<b>Asellidae</b>							

<i>Asellus aquaticus</i>	3	5	5		4	3	5
<b>Janiridae</b>							
<i>Jaera istri</i>	3	4	3				
<b>HIRUDINEA</b>							
<b>Erpobdellidae</b>							
<i>Erpobdella octoculata</i>						3	3
<b>Glossiphoniidae</b>							
<i>Glossiphonia complanata</i>		3	3				
<i>Helobdella stagnalis</i>			3				2
<i>Hemiclepsis marginata</i>							4
<i>Piscicola geometra</i>	3	4	3	1	1		3
<i>Theromyzon tessulatum</i>						3	
<b>BIVALVIA</b>							
<b>Corbiculidae</b>							
<i>Corbicula fluminea</i>	3	3		4			
<b>Dreissenidae</b>							
<i>Dreissena polymorpha</i>	4	3	3		1		
<i>Musculium lacustre</i>		3					
<i>Pisidium casertanum</i>	2	3					
<i>Pisidium henslowanum</i>		3					
<b>Sphaeriidae</b>							
<i>Sphaerium corneum</i>	4	4				1	
<i>Sphaerium rivicola</i>		2					
<i>Sphaerium solidum</i>		2					
<b>Unionidae</b>							
<i>Anodonta anatina</i>		3					
<i>Unio pictorum</i>		3					
<b>GASTROPODA</b>							
<b>Bithyniidae</b>							
<i>Bithynia tentaculata</i>	5	4	4		4	4	5
<b>Hydrobiidae</b>							
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>		3		3	4		4
<b>Lymnaeidae</b>							
<i>Lymnaea stagnalis</i>	2	3	4		3	4	
<i>Radix auricularia</i>	2		3				
<i>Radix balthica</i>	5	4	4	4	4	5	3
<i>Stagnicola palustris</i>	3	3	4		4	4	4
<b>Physidae</b>							
<i>Physa fontinalis</i>		3	4	4		2	
<i>Physella acuta</i>			3	3	4		1
<b>Planorbidae</b>							
<i>Anisus vortex</i>	3	3	4	4		4	
<i>Bathyomphalus contortus</i>							
<i>Gyraulus albus</i>		3					
<i>Planorbarius corneus</i>		3	4			3	
<i>Planorbis planorbis</i>	3	4	5	3	4	4	5
<b>Valvatidae</b>							
<i>Valvata piscinalis</i>		3	3	2	3		3



## Anhang II: Individuenzahlen und Stetigkeit der nachgewiesenen Taxa

	Par	SaHo	Hoh	Sap	För	Rü I	Rü II	Stetigkeit (Anzahl)	Stetigkeit (%)	Individuenzahl/m <sup>2</sup>
<i>Radix balthica</i>	160	52	52	52	52	160	16	7	100	544
<i>Planorbis planorbis</i>	16	52	160	16	52	52	160	7	100	508
<i>Ischnura elegans</i>	52	520	160	160	160	160	160	7	100	1372
<i>Ilyocoris cimicoides</i>	52	52	52	52	160	520	160	7	100	1048
<i>Sigara nigrolineata</i>	52	52	52	160	160	160	160	7	100	796
<i>Notonecta glauca</i>	52	52	52	52	16	52	52	7	100	328
<i>Hydrobius fuscipes</i>	16	52	52	52	52	160	52	7	100	436
<i>Cloeon dipterum</i>	52	520	520	160	520	520	520	7	100	2812
<i>Bithynia tentaculata</i>	160	52	52		52	52	160	6	86	528
<i>Stagnicola palustris</i>	16	16	52		52	52	52	6	86	240
<i>Piscicola geometra</i>	16	52	16	1,2	1,2		16	6	86	102
<i>Asellus aquaticus</i>	16	160	160		52	16	160	6	86	564
<i>Platycnemis pennipes</i>	16	52	52	52	52	52		6	86	276
<i>Nepa cinerea/rubra</i>		52	16	52	52	16	16	6	86	204
<i>Laccophilus hyalinus</i>	16	52	16	52		1,2	52	6	86	189
<i>Rhantus latitans</i>		16	16	52	52	52	16	6	86	204
<i>Limnephilus lunatus</i>	52	52	160		52	52	160	6	86	528
<i>Lymnaea stagnalis</i>	5,2	16	52		16	52		5	71	141
<i>Anisus vortex</i>	16	16	52	52		52		5	71	188
<i>Valvata piscinalis</i>		16	16	5,2	16		16	5	71	69
<i>Chironomidae</i>		52	52	16	1,2		52	5	71	173
<i>Dikerogammarus villosus</i>	160	16		52	160		52	5	71	440
<i>Orthetrum cancellatum</i>	16	16	52	5,2	1,2			5	71	90
<i>Erythromma najas</i>	16	16	52		16		16	5	71	116
<i>Ranatra linearis</i>		16	52		16	16	5,2	5	71	105
<i>Platambus maculatus</i>	16	16	52	16	16			5	71	116
<i>Hydrochara caraboides</i>		16	16	16	16	5,2		5	71	69

	Par	SaHo	Hoh	Sap	För	Rü I	Rü II	Stetigkeit (Anzahl)	Stetigkeit (%)	Individuen/m <sup>2</sup>
<i>Grammotaulius nigropunctatus</i>			52	16	16	16	16	5	71	116
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>		16		16	52		52	4	57	136
<i>Physa fontinalis</i>		16	52	52		5,2		4	57	125
<i>Physella acuta</i>			16	16	52		1,2	4	57	85
<i>Dreissena polymorpha</i>	52	16	16		1,2			4	57	85
<i>Anax imperator</i>	5,2	16	52			52		4	57	125
<i>Hygrotus versicolor</i>			52	5,2	160	5,2		4	57	222
<i>Laccophilus minutus</i>		160		52	52	52		4	57	316
<i>Limnephilus flavicornis</i>	52	16	52				160	4	57	280
<i>Limnephilus stigma</i>		52	16		16	16		4	57	100
<i>Caenis horaria</i>	5,2	16	52		5,2			4	57	78
<i>Planorbarius corneus</i>		16	52			16		3	43	84
<i>Corbicula fluminaea</i>	16	16		52				3	43	84
<i>Sphaerium corneum</i>	52	52				1,2		3	43	105
<i>Dikerogammarus haemobaphes</i>		52	160	16				3	43	228
<i>Jaera istri</i>	16	52	16					3	43	84
<i>Brachytron pratense</i>	5,2		16		1,2			3	43	22
<i>Coenagrion puella</i>	16	16	16					3	43	48
<i>Gerris lacustris</i>		52	160			16		3	43	228
<i>Sigara falleni</i>				52	5,2		160	3	43	217
<i>Hydroporus palustris</i>		16	16			1,2		3	43	33
<i>Hyphydrus ovatus</i>	16	16	16					3	43	48
<i>Haliphus fluviatilis</i>		16			52		1,2	3	43	69
<i>Noterus clavicornis</i>	5,2	16				16		3	43	37
<i>Erotesis baltica</i>		52	16			16		3	43	84
<i>Mystacides longicornis</i>			52		52		52	3	43	156
<i>Trienodes bicolor</i>					16	5,2	5,2	3	43	26
<i>Limnephilus nigriceps</i>		16		16		16		3	43	48
<i>Limnephilus rhombicus</i>	52	52	160					3	43	264

	Par	SaHo	Hoh	Sap	För	Rü I	Rü II	Stetigkeit (Anzahl)	Stetigkeit (%)	Individuen/m <sup>2</sup>
<i>Caenis pseudorivolorum</i>	16	16	16					3	43	48
<i>Radix auricularia</i>	5,2		16					2	29	21
<i>Pisidium casertanum</i>	5,2	16						2	29	21
<i>Tabanus sp.</i>		52			52			2	29	104
<i>Dugesia lugubris</i>					5,2		1,2	2	29	6
<i>Erpobdella octoculata</i>						16	16	2	29	32
<i>Glossiphonia complanata</i>		16	16					2	29	32
<i>Helobdella stagnalis</i>			16				5,2	2	29	21
<i>Atyaephyra desmaresti</i>				5,2			5,2	2	29	10
<i>Aeshna mixta</i>				1,2	1,2			2	29	2
<i>Libellula fulva</i>		52	52					2	29	104
<i>Sympecma sp.</i>					5,2	16		2	29	21
<i>Sigara striata</i>		16	52					2	29	68
<i>Microvelia reticulata</i>		52	52					2	29	104
<i>Cybister lateralimarginalis</i>			5,2		5,2			2	29	10
<i>Dytiscus circumflexus</i>			5,2			5,2		2	29	10
<i>Haliphus ruficollis</i>		16	16					2	29	32
<i>Anacaena limbata</i>		16		160				2	29	176
<i>Helochares obscurus</i>					5,2	1,2		2	29	6
<i>Laccobius minutus</i>				1,2	1,2			2	29	2
<i>Limnoxenus niger</i>	16	16						2	29	32
<i>Athripsodes aterrimus</i>		16	16					2	29	32
<i>Ceraclea dissimilis</i>		16	16					2	29	32
<i>Oecetis ochracea</i>			52				5,2	2	29	57
<i>Anabolia nervosa</i>	52	52						2	29	104
<i>Limnephilus auricula</i>		16			16			2	29	32
<i>Limnephilus decipiens</i>		52				16		2	29	68
<i>Limnephilus extricatus</i>	16	16						2	29	32
<i>Limnephilus vittatus</i>		5,2		52				2	29	57

	Par	SaHo	Hoh	Sap	För	Rü I	Rü II	Stetigkeit (Anzahl)	Stetigkeit (%)	Individuen/m <sup>2</sup>
<i>Cloeon simile</i>		52	52					2	29	104
<i>Caenis luctuosa</i>		52	16					2	29	68
<i>Kageronia fuscogrisea</i>		16		5,2				2	29	21
<i>Sialis lutaria</i>					1,2		5,2	2	29	6
<i>Gyraulus albus</i>		16						1	14	16
<i>Musculium lacustre</i>		16						1	14	16
<i>Pisidium henslowanum</i>		16						1	14	16
<i>Sphaerium rivicola</i>		5,2						1	14	5
<i>Sphaerium solidum</i>		5,2						1	14	5
<i>Anodonta anatina</i>		16						1	14	16
<i>Unio pictorum</i>		16						1	14	16
<i>Culicidae</i>						16		1	14	16
<i>Stratiomys</i> sp.	5,2							1	14	5
<i>Chrysops</i> sp.				5,2				1	14	5
<i>Tipula</i> spec.						16		1	14	16
<i>Eiseniella tetraedra</i>		16						1	14	16
<i>Hemiclepsis marginata</i>							52	1	14	52
<i>Theromyzon tessulatum</i>						16		1	14	16
<i>Oronectes limosus</i>	5,2							1	14	5
<i>Gammarus pulex</i>			16					1	14	16
<i>Gammarus tigrinus</i>							16	1	14	16
<i>Aeshna cyanea</i>						1,2		1	14	1
<i>Aeshna grandis</i>		16						1	14	16
<i>Calopteryx splendens</i>		160						1	14	160
<i>Cordulia aenea</i>						16		1	14	16
<i>Epitheca bimaculata</i>					5,2			1	14	5
<i>Somatochlora metallica</i>			16					1	14	16
<i>Gomphus flavipes</i>		16						1	14	16
<i>Gomphus vulgatissimus</i>		16						1	14	16

	Par	SaHo	Hoh	Sap	För	Rü I	Rü II	Stetigkeit (Anzahl)	Stetigkeit (%)	Individuen/m <sup>2</sup>
<i>Ophiogomphus cecilia</i>		16						1	14	16
<i>Libellula depressa</i>			16					1	14	16
<i>Libellula quadrimaculata</i>			16					1	14	16
<i>Sympetrum vulgatum</i>					5,2			1	14	5
<i>Erythromma viridulum</i>						16		1	14	16
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>		16						1	14	16
<i>Aquarius paludum</i>				16				1	14	16
<i>Corixa punctata</i>					16			1	14	16
<i>Hesperocorixa linnaei</i>						52		1	14	52
<i>Mesovelia furcata</i>		16						1	14	16
<i>Coelambus impressopunctatus</i>				52				1	14	52
<i>Colymbetes fuscus</i>						5,2		1	14	5
<i>Dytiscus dimidiatus</i>		16						1	14	16
<i>Graphoderus cinereus</i>	5,2							1	14	5
<i>Hydaticus seminiger</i>						5,2		1	14	5
<i>Hydaticus transversalis</i>						1,2		1	14	1
<i>Hydroporus planus</i>							16	1	14	16
<i>Hygrotus confluens</i>		16						1	14	16
<i>Ilybius fenestratus</i>						5,2		1	14	5
<i>Ilybius fuliginosus</i>					1,2			1	14	1
<i>Rhantus notatus</i>		16						1	14	16
<i>Rhantus pulverosus</i>				16				1	14	16
<i>Suphrodytes figuratus</i>						1,2		1	14	1
<i>Enochrus quadripunctatus</i>		16						1	14	16
<i>Haliphus immaculatus</i>						5,2		1	14	5
<i>Liaphlus flavicollis</i>				1,2				1	14	1
<i>Peltodytes caesus</i>	16							1	14	16
<i>Helophorus aquaticus</i>						1,2		1	14	1
<i>Helophorus grandis</i>						1,2		1	14	1

	Par	SaHo	Hoh	Sap	För	Rü I	Rü II	Stetigkeit (Anzahl)	Stetigkeit (%)	Individuen/m <sup>2</sup>
<i>Hydrochus elongatus</i>						1,2		1	14	1
<i>Hydrophilus piceus</i>			5,2					1	14	5
<i>Noterus crassicornis</i>			16					1	14	16
<i>Hydropsyche bulgaromanorum</i>		16						1	14	16
<i>Hydropsyche contubernalis</i>		16						1	14	16
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	5,2							1	14	5
<i>Oectis furva</i>	5,2							1	14	5
<i>Oecetis lacustris</i>							16	1	14	16
<i>Glyptotaelius pellucidus</i>			52					1	14	52
<i>Halesus radiatus</i>	16							1	14	16
<i>Limnephilus politus</i>	5,2							1	14	5
<i>Potamophylax luctuosus</i>		5,2						1	14	5
<i>Molanna angustata</i>	16							1	14	16
<i>Baetis rhodani</i>	16							1	14	16
<i>Procloeon bifidum</i>		16						1	14	16
<i>Procloeon pennulatum</i>		5,2						1	14	5
<i>Caenis robusta</i>						5,2		1	14	5
<i>Potamanthus luteus</i>		16						1	14	16

### Anhang III: Ergebnisse der Altgewässerbewertung

	Par	SaHo	Hoh	Sap	För	Rü I	Rü II
<b>Altgewässertyp</b>	20.A1	20.A1	20.A2	20.A2	20.A2	20.A3	20.A3
<b>Gesamttaxazahl</b>	50	94	70	41	51	56	39
<b>RL D (Kategorie 3/2/1)</b>	0/0/0	3/0/2	2/0/0	1/0/0	1/0/0	0/0/0	0/0/0
<b>RL Bundesland (Kategorie 3/2/1)</b>	1/0/0	3/4/2	2/2/1	1/0/0	2/0/1	2/1/0	1/0/0
<b>Neozoenanteil (%)</b>	10 %	6,4 %	5,7 %	14,6 %	7,8 %	0 %	12,8 %
<b>Shannon Wiener Index (H<sub>s</sub>)</b>	3,36	3,84	3,72	3,23	3,11	2,95	2,97
<b>Evenness nach Shannon (E<sub>s</sub>)</b>	0,86	0,85	0,87	0,87	0,79	0,83	0,81
<b>Conservation index</b>	6	9	8	6	8	7	6
<b>EPTCBO (Anzahl Taxa)</b>	34	64	42	22	29	36	15
<b>Rheoindex</b>	0,1	0,3	0,1	0	0	0	0
<b>OLI (höchste Übereinstimmung)</b>	terminal	optimal	terminal	optimal	terminal	terminal	terminal
<b>OLI (Bewertung)</b>	2 (unbefriedigend)	3 (mäßig)	1 (schlecht)	2 (unbefriedigend)	1 (schlecht)	1 (schlecht)	1 (schlecht)
<b>OLI (<math>\Delta_{\text{initial-terminal}}</math>)</b>	-8,5	4,6	-14,5	-9,3	-13,5	-12,9	-10,2
<b>OLI (Alter)</b>	alt	mäßig gealtert	sehr alt	alt	sehr alt	sehr alt	sehr alt
<b>LAIq (I/OT) (Übereinst. In %)</b>	43/66/46	41/62/37	43/69/47	36/53/38	42/64/44	35/65/53	32/53/40
<b>FI</b>	2,9	2,6	3,2	3,1	3,4	3,6	3,5
<b>FI (Habitattyp)</b>	H3	H2	H3	H3	H3	H4	H4
<b>ORI</b>	0,3	0,8	0,5	0,3	0,5	0,3	0,0
<b>ORI (ökologischer Status)</b>	unbefriedigend	gut	mäßig	poor	mäßig	unbefriedigend	schlecht

### Anhang IV: Odonate River Index (ORI): Bewertung der Teilmodule (metrics) und Gesamtbewertung

ORI metric	Par	metric score	SaHo	metric score	Hoh	metric score	Sap	metric score	För	metric score	Rü I	metric score	Rü II	metric score
<b>n (Arten)</b>	7	0	13	1	11	1	4	0	9	1	7	0	2	0
<b>n (intolerante Arten)</b>	2	0	8	2	4	1	1	0	4	1	1	0	1	0
<b>n (Familien)</b>	4	1	6	1	5	1	4	1	6	1	5	1	1	0
<b>OHI - Mittelwert</b>	2,9	0	1,9	2	2,9	0	2,7	0	3	0	2,8	0	2,9	0
<b>OHI - Wertebereich</b>	1,6	2	2,2	2	1,8	2	1,5	2	1,7	2	1,4	2	0,1	0
<b>ORI</b>		0,3		0,8		0,5		0,3		0,5		0,3		0
<b>Ökologischer Status</b>		unbefr.		gut		mäßig		unbefr.		mäßig		unbefr.		schlecht

## Anhang V: Ergebnisse der Modulbewertung mit Asterics

Modul	Par	SaHo	Hoh	Sap	För	Rü I	Rü II	LB initial	LB optimal	LB terminal
<b>1) Biozönotische Region</b>										
[%] Krenal	0,4	1,4	1,5	1,0	2,2	2,0	2,0	0,0	0,1	1,2
[%] Hypokrenal	1,7	2,0	2,0	1,4	2,6	2,6	2,3	0,7	0,7	1,6
[%] Epirhithral	3,0	2,7	2,6	1,9	3,1	3,3	3,2	1,3	1,1	3,1
[%] Metarhithral	4,3	3,6	3,9	3,7	4,6	6,2	5,0	2,2	1,4	3,1
[%] Hyporhithral	6,6	5,8	5,8	6,6	6,7	9,5	8,1	6,6	3,9	4,0
[%] Epipotamal	14,3	12,3	9,8	10,3	10,3	10,4	11,8	19,1	7,3	7,7
[%] Metapotamal	15,5	12,1	10,7	13,6	10,7	12,4	12,9	11,4	9,2	9,3
[%] Hypopotamal	9,1	5,2	7,7	8,7	9,8	11,9	12,0	3,4	3,5	5,4
[%] Littoral	17,2	21,2	23,2	25,8	15,9	19,8	14,2	22,6	30,1	26,8
[%] Profundal	0,0	0,4	0,5	0,2	0,0	0,1	0,5	0,0	0,1	0,1
[%] keine Daten verfügbar	27,8	33,3	32,3	26,9	34,1	21,7	28,1	32,7	42,6	37,7
<b>2) Strömungspräferenz</b>										
[%] limnobiont	0,0	2,2	0,9	0,0	2,2	0,8	0,0	16,8	0,9	2,3
[%] limnophil	13,9	27,4	17,9	35,8	25,0	21,9	11,4	6,6	28,1	20,4
[%] limno- bis rheophil	21,7	30,7	40,9	42,7	43,3	58,5	49,5	27,4	27,9	29,3
[%] rheo- bis limnophil	5,0	9,3	4,8	2,5	1,3	0,6	1,4	18,6	2,4	3,7
[%] rheophil	1,4	2,1	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	7,2	0,1	0,0
[%] rheobiont	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0
[%] indifferent	38,8	19,2	21,7	9,1	12,5	13,0	30,3	5,8	20,2	29,1
[%] keine Daten verfügbar	19,2	8,3	13,4	9,9	15,8	5,2	7,4	15,9	20,4	15,2
<b>3) Mikrohabitatpräferenz</b>										
[%] Pelal	11,9	13,7	11,5	13,1	11,4	12,6	12,9	13,3	13,0	9,5
[%] Argillal	1,2	1,1	1,4	2,3	1,9	3,1	2,0	2,3	0,3	0,1
[%] Psammal	5,1	5,6	3,8	3,3	3,6	3,6	3,9	10,9	2,4	2,3
[%] Akal	2,4	4,2	2,8	4,7	3,7	4,8	3,6	1,5	3,5	3,8
[%] Lithal	19,9	12,7	13,0	11,2	10,1	13,7	17,3	3,3	11,6	16,3
[%] Phytal	28,8	41,1	42,6	43,5	48,0	48,4	43,7	44,9	43,3	51,5
[%] POM	7,1	7,8	7,4	8,8	4,8	5,8	6,9	8,3	10,8	13,5
[%] sonstige	1,2	0,9	0,9	0,2	0,3	0,4	0,5	1,0	1,9	0,5
[%] keine Daten verfügbar	22,4	12,9	16,6	12,9	16,2	7,6	9,3	14,5	13,2	2,5
<b>4) Ernährungstypen</b>										
[%] Weidegänger	19,1	17,2	23,8	19,8	22,9	25,2	26,7	13,5	18,3	26,2
[%] Minierer	2,4	1,9	3,0	5,1	5,2	8,5	5,7	6,9	0,5	1,0
[%] Totholzfresser	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
[%] Zerkleinerer	15,0	9,3	13,2	7,5	6,8	6,6	11,2	9,8	14,1	17,8
[%] Sammler	18,1	18,6	22,0	20,2	25,2	29,5	27,9	7,1	9,0	16,1
[%] aktive Filtrierer	14,0	5,5	1,5	3,3	1,1	1,6	3,4	7,5	4,7	1,0
[%] passive Filtrierer	0,2	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
[%] Räuber	24,8	43,1	31,4	39,1	32,9	24,7	18,7	51,1	45,7	33,9
[%] Parasiten	1,1	1,5	0,6	0,2	0,1	0,6	2,8	0,0	0,0	0,0
[%] sonstige	5,3	1,5	3,7	3,5	3,9	2,9	2,8	3,0	5,3	4,0



## Anhang VI: Fotos der untersuchten Altgewässer

### Altarm Sandauerholz



Abbildung 1: Blick auf den Altarm Sandauerholz in nördliche Richtung und die ehemalige Panzertrasse am 17.06.2017



Abbildung 2: Blick auf den Altarm Sandauerholz (Zustrombereich) in südöstliche Richtung, zum Aufnahmezeitpunkt (17.06.2017) ohne oberstromige Anbindung an die Elbe (im Hintergrund)



## Altarm Hohengören



Abbildung 3: Blick auf den Altarm bei Hohegören in nördliche Richtung am 17.06.2017

## Altarm Sapels



Abbildung 5: Zustrombereich des Altarms Sapels an der Elbe (06.07.2017)



Abbildung 4: Blick auf den Altarm Sapels in nördliche Richtung, westlich befindet sich der Anschluss zur Elbe (06.07.2017)



## Altarm Försterbrack



Abbildung 6: Blick auf den Altarm Försterbrack in südöstliche Richtung am 06.07.2017



Abbildung 7: Ende (NW) des Altarms Försterbrack und Verbindung zur Elbe (im Hintergrund) (06.04.2017)



## Altwässer Rühstädt I (am Deich)



Abbildung 8: westlicher Bereich des Altwässers Rühstädt I (07.07.2017)



Abbildung 9: östlicher Bereich des Altwässers Rühstädt I (07.07.2017)



## Altwässer Rühstädt II (am Düker)



Abbildung 10: Blick auf das Altwässer Rühstädt II (am Düker) in südwestliche Richtung (07.07.2017)



Abbildung 11: Uferbereich des Altwässer Rühstädt II mit Schwanenblume (07.07.2017)