

Ein benthosbasiertes Bewertungsverfahren für die Süßwasserabschnitte der Ästuarie von Ems, Weser und Elbe nach EG-WRRL

„AeTV+“ für ästuarine Gewässertypen 20 und 22.2 / 3



Auftraggeber:
NLWKN Aurich
Aurich

Februar 2014

Auftraggeber: NLWKN Aurich
Oldersumer Str. 48
26603 Aurich

Titel: Ein benthosbasiertes Bewertungsverfahren für die
Süßwasserabschnitte der Ästuarie von Ems, Weser und Elbe nach
EG-WRRL

„AeTV+“ für ästuarine Gewässertypen 20 und 22.2 / 3

Auftragnehmer: BIOCONSULT
Schuchardt & Scholle GbR

Reeder-Bischoff-Str. 54
28757 Bremen
Telefon 0421 · 620 71 08
Telefax 0421 · 620 71 09

Klenkendorf 5
27442 Gnarrenburg
Telefon 04764 · 92 10 50
Telefax 04764 · 92 10 52

Internet www.bioconsult.de
eMail info@bioconsult.de

Bearbeiter: Hans-Joachim Krieg, HUuG Tangstedt
Pinneberger Weg 2
25499 Tangstedt
eMail huug.krieg@t-online.de

Jörg Scholle, Bioconsult

Datum: Februar 2014

Inhalt

Zusammenfassung	7
1. Hintergrund und Aufgabenstellung	11
2. Rahmenbedingungen.....	13
2.1 Heutige Situation der Ästuarie	13
2.2 Abgrenzung der Gewässertypen Ströme/Flüsse der Marschen und sandgeprägte Ströme	16
2.3 Charakteristik der Gewässertypen	17
2.3.1 Benthosbesiedlung Typ 20.....	18
2.3.2 Benthosbesiedlung Typ 22.2/3.....	18
2.3.3 Aktuelle Besiedlungssituation.....	19
3. Übersicht über Bewertungsverfahren	22
3.1 TOM/MGBI	22
3.2 M-AMBI23	
3.3 AeTV („klassisch“).....	27
3.3.1 Vergleich AeTV mit anderen Bewertungsverfahren	34
4. Modifikationen und Ergänzungen zum AeTV+	35
4.1 Aktualisierung eco-Werte	35
4.1.1 Hinweise zum „eco-Wert“	35
4.1.2 Indizierung der typspezifischen Zeigerarten und Offene Liste der Indikatoren.....	38
4.1.3 Exkurs: Aquatische Neozoen – Problemstellung und Indikation	41
4.2 Alpha-Diversität und „Mittlere Taxazahl“ (MAZ), Anzahl Großtaxagruppen (NGT)	48
4.3 Anpassung der AeTI-, ADF-, MAZ- & NGT- Klassengrenzen an die EQR- Skalierung (0 – 1).....	57
4.4 Probenahmeanforderungen AeTV+	61
4.5 Bewertung Vorlandgewässer (VGBI)	62
4.6 Umgehen mit Brackwassertaxa	69
4.7 Konfiguration AeTV+	71
4.7.1 Ergänzende Informationen	73
5. Bewertungsergebnisse nach AeTV+	74
5.1 Ems (Typ 22.2).....	74
5.2 Weser (Typ 22.3).....	76
5.3 Elbe (Typen 20 & 22.3).....	81
5.3.1 Typ 20	81
5.3.2 Typ 22.3	82
5.3.3 Übersicht Bewertungsergebnisse AeTV+	84
6. Kurzzusammenfassung, Fazit und Ausblick	85
Literatur.....	87
Anhang	97

Abbildungen und Tabellen

Abb. 1:	Morphologische Veränderung der Unterweser im Abschnitt Vegesack im Bereich der Nebenflüsse Lesum und Ochtum von 1805 bis heute (aus SCHOLLE & SCHUCHARDT 1996)	13
Abb. 2:	Abgrenzung der limnischen Gewässerabschnitte der Ästulare von Ems (Typ 22.2), Weser (Typ 22.3) und Elbe (Typen 20 & 22.3) sowie Darstellung der Oberflächenwasserkörper.	17
Abb. 3:	Kalkulation/Formel Aestuar-Typie-Index (oben die Formel für den AeTI, Formel unten Berechnung der Standardabweichung der AeTI-Stationswerte).	31
Abb. 4:	Arten-Abundanz-Modelle (Bild nach MAGURRAN 2004). Beispielhaft eingefügt Arten-Abundanzverteilung auf der Grundlage von Elbe-Daten (Typ 22.3) aus 2010 (KRIEG 2011). Abundance = rel. Abundanz (%). ML = Mühlenberger Loch, TF = Fährmannssander Watt.	49
Abb. 5:	Verlauf der ADF-Klassengrenzen für den Gewässertyp 22.3 (sehr gut = >12,7, gut =>9,3, mäßig => 5,3, unbefriedigend => 2,81) in Abhängigkeit von Taxazahl (S) und Abundanzsumme (N). Zur Definition der Klassengrenzen u.a. KRIEG (2006).....	51
Abb. 6:	ADF-Werte für verschiedene beispielhafte Abundanzsummen, dargestellt für eine konstante Taxazahl (80). Ab „Abundanzsumme 500.000“ erfolgt keine Anpassung des x-Wertes mehr, insofern erfolgt ein Anstieg der ADF bei N >500.000. Grün: ADF-Grenze zur Qualitätsklasse „gut“, nach AeTV Gewässertyp 22.3 (z.B. KRIEG 2006).....	52
Abb. 7:	Zusammenhang zwischen Abundanzsumme (N) und N_{aeq} (Bild rechts). Verlauf der ADF-Klassengrenzen für den Gewässertyp 22.3 (sehr gut = >12,7, gut =>9,3, mäßig => 5,3, unbefriedigend => 2,81) in Abhängigkeit von Taxazahl und Abundanzsumme und Nutzung N_{aeq} statt N. Zur Definition der Klassengrenzen u.a. KRIEG (2006).	54
Abb. 8:	Vergleich ADF-Werte (<i>ADF</i> vs. <i>ADF_mod</i>) auf der Grundlage verschiedener beispielhaft ausgewählter Abundanzsummen, dargestellt für eine konstante Taxazahl (80). Für „ADF_500.000“ erfolgt ab „Abundanzsumme 500.000“ keine Anpassung des x-Wertes mehr. Für „ADF_mod_2,5“ ist N_{Ref} = 2.500.000 definiert. Grün: ADF-Grenze zur Qualitätsklasse „gut“, nach AeTV Gewässertyp 22.3 (z.B. KRIEG 2006); Orange Linie: ADF-Entwicklung ohne „Deckelung“.....	54
Abb. 9:	Taxazahlen und Klassengrenzen (für die Mittlere Artenzahl-MAZ nach KRIEG 2011 für den Gewässertyp 22.3) je Teilprobe aus dem Zeitraum 2005 – 2012 am Beispiel OWK-West Tideelbe (Typ 22.3). Roter Punkt: Mittelwert der Ergebnisse der Teilproben/Jahr.	55
Abb. 10:	Anpassung der AeTI-Klassengrenzen (AeTI „klassisch“) an die EQR-Skala (0 – 1) Klassengrenzen nach KRIEG (2006).	57
Abb. 11:	Anpassung der nicht linear skalierten EQR-Klassengrenzen des AeTI an eine lineare 0,2-Intervall Skalierung.	58
Abb. 12:	Anpassung der ADF-Klassengrenzen auf die EQR-Skala (0 – 1) für die ästuarinen Gewässertypen 22.3 und 20. Klassengrenzen nach KRIEG (2006).	59

Abb. 13:	Anpassung der MAZ-Klassengrenzen auf die EQR-Skala (0 – 1) für die ästuarinen Gewässertypen 22.3 und 20. Klassengrenzen nach KRIEG 2006.	60
Abb. 14:	Zusammenhang Log NGT (0 – 1,3) und assoziiertem EQR-Wert. LOG NGT = Log Anzahl Großtaxagruppen.	61
Abb. 15:	Tidebiotope (Flachwasserzonen) an der Unterweser. Oben: Pastorengate (rot eingerahmt), Vor- und Hinterwerder (weiß eingerahmt). Unten: Rönnebecker Sand. Bilder: google Earth (oben), WSV.de (unten).....	63
Abb. 16:	Gemeinschaftsstruktur der Makrozoobenthos Referenzgemeinschaft (N = 124) der Vorlandgewässer (Tidebiotope). EOT = Ephemeroptera, Odonata, Trichoptera.....	65
Abb. 17:	Zusammensetzung (Habitattyp - links, Ernährungstyp - rechts) der Referenzgemeinschaft Vorlandgewässer. FG = Fließgewässertypisch, SG_FG = stillgewässertypisch, auch in FG, FG_SG: fließgewässertypisch, auch in SG; indifferent: keine Präferenz, BW = Brackwassertaxa (euryhalin). Sonstige im rechten Bild >0,5 %.....	66
Abb. 18:	Vorkommen und Verbreitung dominanter Annelida (Oligochaeta & Polychaeta) im Elbeästuar	71
Abb. 19:	Aufbau des Bewertungsansatzes für die limnischen Abschnitte der Ästuarie von Ems, Weser und Elbe.....	72
Tab. 1:	Wesentliche Kenngrößen der inneren Ästuarie von Elbe, Weser und Ems. Grün hinterlegt Messstellen im Bereich des limnischen Tideästuars (u.a. BIOCONSULT 2006, orientierende Werte).....	14
Tab. 2:	Gewässertypen und deren Abgrenzung in den Ästuarie von Ems, Weser und Elbe	16
Tab. 3:	Deutsche EQR-Klassengrenzen (Bewertungsgrenzen) für das M-AMBI Bewertungsverfahren (NEA GIG - Intercalibration Report, HEYER 2007).....	24
Tab. 4:	Ermittelte deutsche Referenzwerte für das M-AMBI Bewertungsverfahren für norddeutsche Übergangsgewässer (2013). Klammerwert = Datensätze für eine sichere Aussage nicht ausreichend.	26
Tab. 5:	Grundlagen der artspezifischen ökologischen Klassifizierung AeTI („Feinabstimmung“ eco-Werte vgl. Tab. 8)	30
Tab. 6:	Festlegung des „Ecological Quality Ratio“ (= EQR) nach KRIEG (2007).....	33
Tab. 7:	Gegenüberstellung der Bewertungsergebnisse AeTV vs. IQI (aus HEYER & KRIEG 2011).....	34
Tab. 8:	Ökologische Zustandsklassifizierung, Klassenbreiten und Zuordnung der art- bzw. taxaspezifischen eco-Werte in ihren Grenzen	36
Tab. 9:	Zuordnung der mittleren Taxazahl (MAZ) zu einer Qualitätsklasse für die ästuarinen Gewässertypen 22.3 (Ströme der Marschen) und 20 (sandgeprägter Strom). MAZ = Mittelwert/Transekt aller eco-indizierten Arten/Taxa und nicht indizierten Arten.	55
Tab. 10:	Potenzielle Großtaxagruppen in den Süßwasserabschnitten der Ästuarie.	56
Tab. 11:	Anpassung der AeTV-Klassengrenzen für das Metrik „Alpha-Diversität“ (ADF) auf die EQR-Skala. Umrechnungsfunktion: $Y = EQR$, $x = \text{Diversitätswert}$	59

Tab. 12:	Anpassung der AeTV-Klassengrenzen für das Metrik „Mittlere Artenzahl“ (MAZ) auf die EQR-Skala. . Umrechnungsfunktion: $Y = EQR$, $x =$ Diversitätswert.....	60
Tab. 13:	Maßnahmen an der Unterwese: Tidebiotope (Flachwasserzonen).....	63
Tab. 14:	Referenzliste in Anlehnung an WITT & KRUMMWIEDE (2006).....	66
Tab. 15:	Eco-Einstufung von Brackwasserarten in den limnischen Gewässertypen des Ästuars (FG-Typen 20 & 22.2/3). OeZK = ökol. Zustandsklasse, GZO = Größenzuordnung, wobei maz = Makrozoobenthos, miz = Meiofauna, B = allgemeine Brackwasserart, gB = genuine Brackwasserart.	70
Tab. 16:	Übersicht über Besiedlungskennwerte BWF der Ems-Wasserkörper zwischen Herbrum und Leer.....	75
Tab. 17:	Bewertung der Tideems, nach AeTV+ differenziert für die Wasserkörper 03003 und 06037. Abbildung veranschaulicht die Entfernung vom Qualitätsziel „guter ökologischer Zustand“ (grüne Linie)	76
Tab. 18:	Übersicht über Besiedlungskennwerte BWF der Unterweser (WK 26035). MAZ = Mittlere Taxazahl, NGT = Anzahl Großtaxagruppen, ADF = Fisher Alpha-Diversität, VGBI = Vorlandgewässer Benthos Index; N = Anzahl untersuchte Probestellen; n.b. = nicht bewertet.....	77
Tab. 19:	Bewertung des WK 26035 der Unterweser nach AeTV+ differenziert für die Jahre 2007, 2011 und 2012 Abbildung veranschaulicht die Entfernung vom Qualitätsziel „guter ökologischer Zustand“ (grüne Linie). Unbefr. = unbefriedigend.....	78
Tab. 20:	Besiedlungskennwerte der Vorlandgewässer Rönnebecker Sand (RS) und Vor- und Hinterwerder (VHW) an der Unterweser und vorläufige Bewertung nach VGBI und fachliche Einschätzung (HAESLOOP 2009, BIOCONSULT 2011). STR = Stechrohr	80
Tab. 21:	Übersicht über Besiedlungskennwerte BWF in der Tideelbe im Bereich des FG-Typs 20 (WK 33001) MAZ = Mittlere Taxazahl, NGT = Anzahl Großtaxagruppen, ADF = Fisher Alpha-Diversität, VGBI = Vorlandgewässer Benthos Index; N = Anzahl Probestellen auf Querprofil; n.b. = nicht bewertet.....	82
Tab. 22:	Übersicht über Besiedlungskennwerte der BWF in der Tideelbe im FG-Typ 22.3 (WK 33003)	83
Tab. 23:	Bewertung der Tideelbe, nach AeTV+ für den OWK Elbe Ost (33001)	83
Tab. 24:	Bewertung der Tideelbe, nach AeTV+ für den OWK Elbe West (33003).....	84
Tab. 25:	Bewertungsergebnisse* nach AeTV+ für die limnischen Wasserkörper der Ästuarie Ems, Weser und Elbe. Die Bewertung bezieht sich auf den ökologischen Zustand. QK = Qualitätsklasse, $EQR_{6\text{Jahre}}$ = Mittelwert auf den Jahres-EQR-Werten.....	84

Zusammenfassung

Hintergrund und Aufgabe

Ziel der vorliegenden Arbeit war es, benthosbasierte Bewertungsansätze für die limnischen Gewässertypen der niedersächsischen Ästuar kritisch zu überprüfen und so weit möglich zu optimieren. Zunächst war vorgesehen, verschiedene Verfahren auf ihre Anwendbarkeit zu prüfen, ggf. auch Neuentwicklungen zu erarbeiten. Auf der Grundlage mehrerer Vorabstimmungen mit der behördlichen Facharbeitsgruppe wurde es aufgrund der bereits langjährigen Anwendung in der Tideelbe als sinnvoll erachtet, vorrangig auf eine Anpassung/Optimierung des bestehenden Ästuartypieverfahrens zu fokussieren. Dabei stand die Bearbeitung folgender Aspekte im Vordergrund:

- Revision der „Offenen Indikatorliste“ und Anpassung der eco-Werte (betrifft Kernparameter Ästuar-Typie-Index)
- Formale Einbindung und Überarbeitung des Co-Metriks Alpha-Diversität
- Formale Einbindung und Erweiterung des Co-Metriks Mittlere Artenzahl
- Ergänzung der Bewertungsmethodik um das Modul „Vorlandgewässer“ und letztendlich
- Verrechnung der Teilbewertungen der einzelnen Module zu einem Gesamtergebnis
- Ergänzende Module: Ein vermehrtes Vorkommen von salztoleranten/-liebenden Arten kann als Indikator auf Störungen gewertet werden. Dies gilt auch für die Vorkommen von Neozoa. Vor diesem Hintergrund ist vorgesehen, den AeTV+ um Module (nachrichtlich) zu ergänzen, die Informationen zum Vorkommen von Brackwasserarten und Neozoa liefern.
- Zusätzlich wird ein weiteres „Info Tool“ (nachrichtlich) in das AeTV+ integriert, dass in Anlehnung an einen internen NLWKN-Ansatz (BBM) für eine benthosbasierte Bewertung von Gewässern konzipiert wird. Im Wesentlichen handelt es sich dabei um eine additive Betrachtung der artspezifischen eco-Werte.

Festlegung Bewertungsansatz

Vor dem Hintergrund der Anforderungen wurden zunächst das Spektrum der „Offene Liste der Indikatoren“ und die bisher vergebenen eco-Werte der gewässerspezifischen Zeigerarten überprüft und wo erforderlich verändert. Dies galt v.a. für die Brackwasserarten, deren Vorkommen im Süßwasser nun negativ eingestuft wird. Neben der Frage nach dem Umgang mit den Brackwasser-spezies wurde der Komplex der Neozoa detailliert dargestellt. Zur Bewertung dieser Tiere existiert kein einheitliches Verfahren; generell besteht aber die Meinung, sie herabzustufen. Die Indizierung der Neozoa orientierte sich vorrangig an der Thematik „etabliert und/oder invasiv“. Im Rahmen des Kernmoduls AeTI werden die Neozoa mit einigen Ausnahmen mit dem eco-Wert und Indikationsgewicht 1 berechnet.

Weitere Arbeitsschritte umfassten die erforderliche Modifizierung des Co-Parameters Alpha-Diversität (nach Fisher). Der originäre Ansatz lieferte nicht immer plausible Ergebnisse. Durch eine Veränderung des ursprünglichen Algorithmus sind die Diversitätswerte nun nachvollziehbarer und v.a. erklärbar. Die zunächst in Erwägung gezogene Alternative „Ausschluss der Alpha-Diversität“ wurde somit verworfen. Das Modul Alpha-Diversität (ADF) trägt, anders als beim ursprünglichen Ansatz (expert judgement, Bedarfssparameter), nun numerisch zur Zustandsbewertung bei. Die im AeTV definierten Klassengrenzen für die ADF-Werte blieben unverändert.

Analog zur ADF wird der bislang rechnerisch nicht in die Bewertung eingehende Co-Parameter „Mittlere Artenzahl“ (MAZ) nun numerisch ebenfalls mit einbezogen. Die im Rahmen des AeTV bereits definierten Klassengrenzen brauchten nicht verändert zu werden. Über eine Funktion können die mittleren Artenzahlen nun als EQR-Wert dargestellt werden. Gleichzeitig wurde das Modul „Mittlere Artenzahl“ um das Submodul „Anzahl der Großtaxagruppen“ (NGT) ergänzt ($=MAZ_{NGT}$). Letzteres wurde unter der Annahme als sinnvoll erachtet, dass eine größere taxonomische Vielfalt (Verteilung der Arten auf verschiedene Großtaxagruppen) auch eine höhere Qualität des Lebensraumes widerspiegeln muss.

Für eine Anwendung in ästuarinen Vorlandgewässern mit überwiegend stillwassergeprägtem Artenspektrum ist das AeTV nicht geeignet. Die zukünftige Einbeziehung solcher Gewässertypen in die Bewertung macht insofern Sinn, als dass sich derartige Strukturen zum einen an der Unterweser (verschiedene, tidegedämpfte Tidepolder) bereits befinden und zum anderen, weil der Wiederherstellung (gering bis mäßig) tidebeeinflusster Lebensräume im Rahmen der Maßnahmenprogramme, die zur Erreichung des angestrebten WRRL-Qualitätsziels (guter ökologischer Zustand/gutes ökologisches Potenzial) umgesetzt werden müssen, eine bedeutsame Rolle zukommen wird. Der Beitrag solcher Maßnahmen zur Verbesserung der derzeitigen ökologischen Situation im Sinne der WRRL wird zukünftig auch formal („EQR-Zugewinn“) zu dokumentieren sein. Auf der Grundlage der Bewertungsverfahren für Marschengewässer wurde das Modul Vorlandgewässer-Benthos-Index (VGBI) erarbeitet. Die Bewertungsmethodik entspricht weitgehend derjenigen der Marschengewässerverfahren (TOM, MGBI). Die Referenzbedingungen für (künstliche) Vorlandgewässer wurden ausschließlich aus rezenten Daten abgeleitet. Der Beitrag des Moduls zur Gesamtbewertung ist dabei abhängig vom Anteil der Vorlandgewässerfläche an der Gesamtfläche des Wasserkörpers. Hierzu wurden Vorschläge gemacht. Die Einbeziehung des Moduls in die Bewertung ist derzeit nur optional.

Die verschiedenen Module (AeTI, Maz_{NGT} , ADF und ggf. VGBI) werden nach einem definierten Schlüssel zum „AeTV+“ aggregiert. Das Ergebnis des Moduls AeTI prägt dabei das Gesamtergebnis mit ca. 54% am stärksten, das Modul Maz_{NGT} trägt mit 36% zum Gesamtergebnis bei und das Modul ADF mit ca. 10%. Falls das Modul VGBI einbezogen werden kann/wird, verringert sich der Beitrag der jeweiligen Teilergebnisse der anderen Module in Abhängigkeit des Flächenanteils der Vorlandgewässer.

Bewertungsergebnisse

Unabhängig von der Modifizierung fokussiert die benthosbasierte Bewertung der relevanten Wasserkörper mittels AeTV+ weiterhin auf den ökologischen Zustand. Das für „heavily modified water bodies“ relevante ökologische Potenzial kann mit dem AeTV+ noch nicht bewertet werden.

Auf Grundlage der vorliegenden Daten weisen die limnischen Oberflächenwasserkörper der Tideems nach AeTV+ einen insgesamt „schlechten ökologischen Zustand“ auf. Der ÖZK des Gewässertyps „Ströme der Marschen“ in der Tideweser variiert zwischen „unbefriedigend“ und „mäßig“, wobei über die 6-Jahresbewertung (hier als Mittelwert aus drei jährlichen Einzeluntersuchungen) eine insgesamt gerade noch „mäßige“ ÖZK, allerdings mit deutlicher Tendenz zu „unbefriedigend“, ausgewiesen wird. Die OWK Elbe-Ost und Elbe-West werden insgesamt ebenfalls als „mäßig“ bewertet, wobei der OWK Elbe-Ost eine leichte Tendenz zu „gut“ aufweist. Es ist jedoch anzumerken, dass die Bewertungen insbesondere der Ems und der Weser auf Daten beruhen, die z.T. nicht AeTV-konform erhoben wurden. Die z.T. veränderten artspezifischen Ecowerte (z.B. „malus“ für Brackwassertaxa) wurden bei der Bewertung bereits berücksichtigt. Aufgrund der nun auch numerischen Einbeziehung der Parameter MAZ und ADF in das Gesamtergebnis, sind gegenüber den in der Vergangenheit durchgeführten Bewertungen mit der ursprünglichen AeTV-Version zwangsläufig (geringe) Unterschiede auf der EQR-Ebene zu konstatieren; auch graduelle Unterschiede können u.U. das Überspringen einer Klassengrenze bedingen.

Fazit

Mit der Erweiterung des AeTV zu AeTV+ und den damit verbundenen Änderungen wurden auf der bisherigen Datengrundlage fachlich plausible Bewertungsergebnisse für die hier betrachteten ästuarinen Gewässertypen 20 und 22.3/2 ermittelt (= ÖZK). Im Rahmen der zukünftigen Anwendung sollten das Verfahren bzw. die Bewertungsergebnisse weiterhin auf Plausibilität betrachtet werden. Aufgrund der Tatsache, dass der AeTV+ nun auch summarische Bewertungsparameter (Taxazahl, Anzahl Großgruppen, ADF, VGBI) in die Berechnung einbezieht, deren Ergebnisse durch die Untersuchungsintensität beeinflusst werden können, ist die Einhaltung der in dieser Studie dargestellten standardisierten Erfassungsmethodik erforderlich.

Falls zukünftig eine geringere oder auch umfangreichere Untersuchungsintensität je Probestelle geplant werden sollte, ist die Anpassung der derzeitigen Klassengrenzen vor dem Hintergrund der neuen Rahmenbedingungen zu prüfen - wahrscheinlich aber zu ändern.

Ausblick

An dieser Stelle sei noch ein kurzer Ausblick auf noch durchzuführende und ggf. erforderliche Arbeiten gegeben:

- Durchzuführen bleibt noch die Anpassung des AeTV+ an das ökologische Potenzial, da die zu bewertenden Wasserkörper als HMWB klassifiziert sind. Eine Anpassung ist dabei ausschließlich für das Modul „AeTI“ erforderlich. Die Referenzwerte der Module MAZ & ADF sind aus rezenten Daten abgeleitet und reflektieren also bereits das Potenzial. Für diese Parameter ist daher keine weitere Anpassung an die Potenzialbewertung notwendig.

Letzterer Aspekt ist bei der Einordnung der im Rahmen der Studie berechneten „Zustandsbewertungen“ hervorzuheben. Da die Ergebnisse bereits partiell Potenzialbewertung enthalten, können die Ergebnisse unter dem Blickwinkel „ökologischer Zustand“ erwartungsgemäß (bis zu einem gewissen Grad) zu „optimistisch“ sein. Falls sich im Rahmen von Praxistests zeigen sollte, dass das Verfahren auch auf der Basis der Potenzialbewertung fachlich nicht plausible bzw. nicht begründbare (zu positive oder zu negative) Bewertungser-

gebnisse liefert, ist z.B. eine Modifizierung der derzeitigen modulspezifischen Klassengrenzen erforderlich. Auf der derzeitigen, noch wenig umfangreichen Datengrundlage ist eine solche kritische Überprüfung nicht möglich.

- Im Rahmen von Praxistests sind grundsätzlich die hier definierten Klassengrenzen oder die artspezifischen eco-Werteinstufungen zu prüfen und wenn fachlich begründbar im Lichte neuer Erkenntnisse zu modifizieren. Hierzu gehört auch die Überprüfung, ob die derzeit noch gewässertypspezifisch unterschiedlichen Klassengrenzen für MAZ & ADF zukünftig typübergreifend vereinheitlicht werden können.
- Überprüfung der hier vorgeschlagenen Gewichtung der Module AeTI, MAZ und ADF. Auf der Grundlage der Ergebnisse zukünftiger Anwendungen kann es u.U. sinnvoll sein, den derzeitigen Beitrag der Module zum Gesamtergebnis kritisch zu überprüfen und ggf. auch zu verändern.
- Erstellung einer komfortablen und anwenderfreundlichen Softwarelösung für den AeTV+ (und AeTV „klassisch“) inkl. der ergänzenden Info Module. Das Tool soll sowohl die Bewertung des ökologischen Zustands als auch des ökologischen Potenzials differenziert für die ästuarinen Gewässertypen 20 und 22.3 ausweisen.

1. Hintergrund und Aufgabenstellung

Die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) fordert als einen Arbeitsschritt zur Umsetzung die Bewertung des Status quo der Gewässerqualität anhand verschiedener Qualitätskomponenten. Eine dieser Qualitätskomponenten ist die benthische Wirbellosenfauna.

Für die als Übergangsgewässer (Typ T1) typisierten salzwassergeprägten Abschnitte der Elbe, Ems und Weser werden die Bewertungsverfahren AeTV (KRIEG 2005, 2006) sowie M-AMBI (Multivariate AZTI Marine Biotic Index; BORJA & MUXIKA 2005, MUXIKA et al. 2007) eingesetzt. Im Gegensatz zum lokal begrenzten M-AMBI (Meso- und Polyhalinikum) kann das AeTV im gesamten Ästuar angewendet werden. Zur Verdeutlichung sei hier aber noch einmal angemerkt, dass eine Einbeziehung der tideoffenen Nebengewässer des Typs 22.2 nicht Aufgabe der vorliegenden Studie war. Die Bewertung der tideoffenen Nebengewässer von Elbe, Ems und Weser erfolgt nach dem Vorschlag von BIOCONSULT (2009), in dem entweder die Bewertung der assoziierten ästuarinen Abschnitte auf die Unterläufe der Nebengewässer übertragen wird oder auch eine Anwendung des AeTV/AeTV+ erfolgen kann.

Für die Bewertung der bodenlebenden Wirbellosenfauna in den im Rahmen der vorliegenden Arbeit zu betrachtenden Abschnitten der Tideweser (Typ 22.3 Strom der Marschen), Tideelbe (Typ 20 Sandgeprägter Tieflandstrom sowie Typ 22.3) und Tideems (Typ 22.2 Fluss der Marschen) wird derzeit das AeTV (Ästuartypieverfahren nach KRIEG u.a. 2006, 2007, 2008a) eingesetzt. Die bislang umfangreichste Anwendung des AeTV findet in der Tideelbe statt. Hier wird das Verfahren bereits seit 2005 für die Bewertung der Fließgewässertypen T1, 20 & 22.3 verwendet. Das AeTV fokussiert dabei auf die Bewertung des Eu- und Sublitorals des Stromlaufs bzw. der Stromelbe. [Definition Stromlauf nach KOTHÉ (1961): „Alle dem Einfluss der fließenden Welle ausgesetzten Gewässerteile“].

Für eine Anwendung in ästuarinen Vorlandgewässerstrukturen mit überwiegend stillgewässergeprägten Artenspektrum, ist das AeTV nicht ausgerichtet. Die zukünftige Einbeziehung solcher Gewässertypen in die Bewertung macht insofern Sinn, als sich derartige Strukturen zum einen an der Unterweser (verschiedene Tidepolder, tidegedämpft) bereits befinden, und zum anderen weil der Wiederherstellung (mäßig) tidebeeinflusster Lebensräume im Rahmen der Maßnahmenprogramme, die zur Erreichung des angestrebten WRRL-Qualitätsziels (guter ökologischer Zustand/gutes ökologisches Potenzial) umgesetzt werden müssen, eine bedeutsame Rolle zukommen wird. Der Beitrag solcher Maßnahmen zur Verbesserung der derzeitigen ökologischen Situation im Sinne der WRRL wird zukünftig auch formal („EQR-Zugewinn“) zu dokumentieren sein.

Vor diesem Hintergrund ist es Ziel des Projektes die vorliegenden Verfahren auf ihre Anwendbarkeit zu prüfen, ggf. zu optimieren bzw. zu ergänzen. Auf der Grundlage mehrerer Vorabstimmungen mit der behördlichen Facharbeitsgruppe, wurde es aufgrund der bereits langjährigen Anwendung in der Tideelbe als sinnvoll erachtet, vorrangig auf eine Anpassung/Optimierung des AeTV zu fokussieren. Folgende Aspekte sind in diesem Zusammenhang zu bearbeiten:

- kritische Überprüfung der im AeTV verwendeten Metriks (z.B. „Offene Indikatorliste“ mit eco-Wert-Ansatz, Mittlere Artenzahl, Alpha-Diversität) sowie
- Überprüfung und ggf. Anpassung des Indikatorspektrums und der eco-Werte der Zeigerarten
- formale Einbeziehung der Metriks „Mittlere Artenzahl“ (MAZ) und „Alpha-Diversität“ (ADF) in die AeTV-Bewertung
- Ergänzung des Co-Parameters „MAZ“ durch die taxonomische Vielfalt, hier Präsenz von Großgruppen
- Implementierung eines Metriks „Vorkommen und Anteil von Brackwasserarten/Salinitätszeigern“. Eine solche Information soll dazu dienen, gewisse Hinweise auf einen fortschreitenden Brackwassereinfluss nach stromauf (also in die bisherige süßwasser-geprägten Abschnitte hinein) als mögliche Folge anthropogener Eingriffe zu liefern
- Erarbeitung eines zusätzlichen Moduls für die Bewertung ästuariner Vorlandgewässer
- Ergänzende Module: Ein vermehrtes Vorkommen von salztoleranten/-liebenden Arten kann als Indikator auf Störungen gewertet werden. Dies gilt auch für die Vorkommen von Neozoa. Vor diesem Hintergrund ist vorgesehen, den AeTV+ um Module zu ergänzen, die Informationen zum Vorkommen von Brackwasserarten und Neozoa liefern. Beide Module haben jedoch nur nachrichtlichen Charakter.
- Zusätzlich wird ein weiteres „Info Tool“ (nachrichtlich) in das AeTV+ integriert, dass in Anlehnung an einen internen NLWKN-Ansatz (BBM) für eine benthosbasierte Bewertung von Gewässern konzipiert wird. Im Wesentlichen handelt es sich dabei um eine additive Betrachtung der artspezifischen eco-Werte.

Vor diesem Hintergrund soll das Verfahren in der Lage sein, den ökologischen Zustand (im späteren das Potenzial) der betreffenden tideoffenen Gewässertypen, inklusive assoziierter Vorlandgewässer zu bewerten.

2. Rahmenbedingungen

2.1 Heutige Situation der Ästuarie

Seit mehr als 100 Jahren unterliegen die Ästuarie deutlichen morphologischen und hydraulischen Veränderungen. Diese zeigten sich in einer veränderten Hydromorphologie (stark erhöhter Tidehub, Sedimentveränderungen etc.) und v.a. durch den umfangreichen Verlust ästuartypischer Lebensräume wie Nebenarmen, Vorlandgewässer oder Flachwasserzonen. In den inneren Ästuaren (Süßwasserabschnitte) zeigen sich die anthropogenen Veränderungen am stärksten. Abb. 1 verdeutlicht die seit Anfang des 19. Jahrhunderts erfolgten morphologischen Veränderungen durch anthropogene Eingriffe am Beispiel der Unterweser zwischen Bremen und Vegesack (Gewässertyp 22.3).

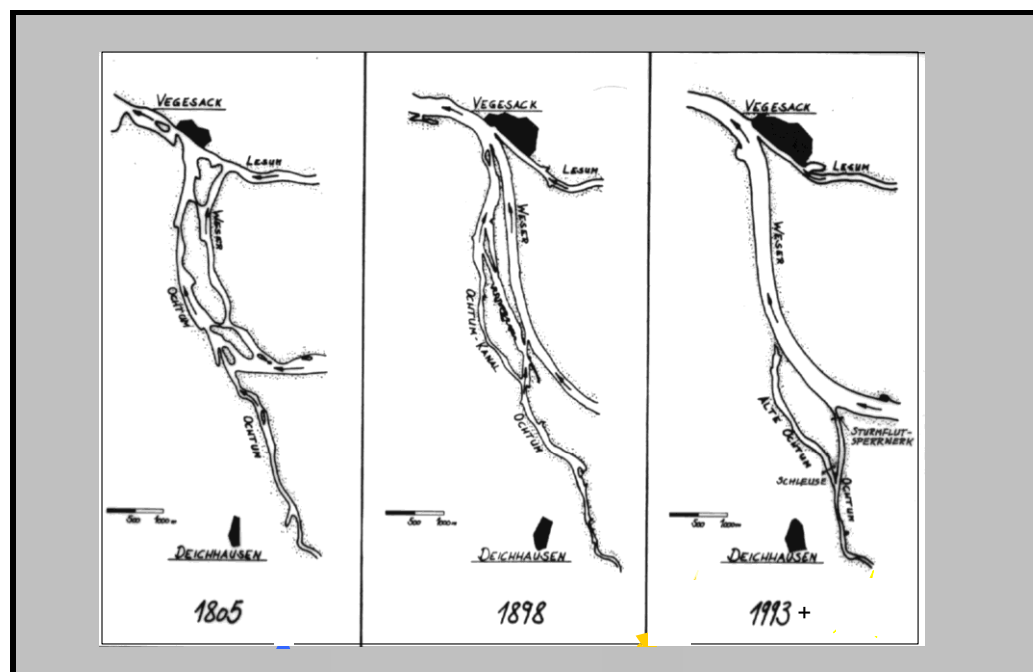


Abb. 1: Morphologische Veränderung der Unterweser im Abschnitt Vegesack im Bereich der Nebenflüsse Lesum und Ochtum von 1805 bis heute (aus SCHOLLE & SCHUCHARDT 1996)

Wesentlicher Grund für die Veränderungen ist der starke anthropogene Nutzungsdruck, der in allen Ästuaren zu den deutlichen Veränderungen von Struktur und Funktion und damit auch zu einem Druck auf die aquatischen Lebensgemeinschaften, insbesondere auch auf die benthischen Wirbellosengemeinschaft geführt hat, wie dies das in Abb. 1 dargestellte Beispiel plausibel werden lässt. Die einzelnen Nutzungen v.a.

- Schifffahrt
- Küstenschutz

- Landwirtschaft
- direkte und diffuse Stoffeinträge

waren und sind dabei unterschiedlich stark wirksam (ESSINK et al. 2005, SCHUCHARDT et al. 2007, SCHUCHARDT & SCHOLLE 2009). Die anthropogene Überformung des Stroms, u.a. durch Fahrrinnenvertiefungen bzw. -anpassung, war nicht nur in der Vergangenheit sehr ausgeprägt, sondern wird bei Umsetzung der anstehenden Planungen (z. B. Außenweser-/Unterweser- und Unterelbe-Anpassung) weiter vorangetrieben.

Tidehub

Der Anstieg des Tidehubs reflektiert das Ausmaß der anthropogenen Überformung, besonders der inneren Ästuar. Durch den starken erhöhten Tidehub, eine Folge der Fahrwassertiefenanpassung an steigende Schiffgrößen, sind die Lebensbedingungen für die Biota des Ästuars in charakteristischer Weise geprägt. Die Veränderung des Tidehubs als Folge der verschiedenen wasserbaulichen Maßnahmen ist für die einzelnen Ästuar unterschiedlich detailliert dokumentiert (u.a. SIEFERT & JENSEN 1993, WIELAND 1992, GRABEMANN et al. 1993, BUSCH et al. 1984, WETZEL 1987 etc.). SCHUCHARDT et al. (2007) liefern eine vergleichende Gegenüberstellung der historischen Veränderungen des Tidehubs in den drei Ästuaren, auf die hier wesentlich zurückgegriffen wird. Die Ausbaumaßnahmen umfassen nicht nur die Verbreiterung und Vertiefung der eigentlichen Fahrrinne, sondern auch deren Festlegung durch Leitdämme, Buhnen und die Verfüllung von Nebenarmen und damit die Konzentration der Stromkraft auf die Fahrrinne, wie es bereits im 19. Jahrhundert von FRANZIUS (1895) für die Unterweser formuliert und umgesetzt wurde.

Tab. 1: Wesentliche Kenngrößen der inneren Ästuar von Elbe, Weser und Ems. Grün hinterlegt Messstellen im Bereich des limnischen Tideästuar (u.a. BIOCONSULT 2006, orientierende Werte)

Elbe		Weser	
Einzugsgebiet bis Tidewehr (km ²)	135.000	Einzugsgebiet bis Tidewehr (km ²)	38.000
Länge inneres Ästuar (km)	70	Länge inneres Ästuar (km)	45
mittleres Oberwasser (m ³ /sec) (1874-2006)	861	lgj. mittleres Oberwasser (m ³ /sec)	323
mittlerer Tidehub Elbe (m)		mittlerer Tidehub Weser (m)	
<i>Cuxhaven</i>	2,95	<i>Bremerhaven Doppelschleuse</i>	3,7
<i>Glückstadt</i>	2,8	<i>Brake</i>	3,8
<i>Hamburg - St. Pauli</i>	3,65	<i>Bremen-Oslebshausen</i>	4,0
<i>Geesthacht</i>	2,8 (≥ 3)	<i>Bremen-Weserwehr</i>	4,1
Ems			
Einzugsgebiet bis Tidewehr (km ²)	13.000		
Länge inneres Ästuar (km)	30		
lgj. mittleres Oberwasser (m ³ /sec)	125		
mittlerer Tidehub Ems (m)			
<i>Emden</i>	3,2		
<i>Pogum</i>	3,2		
<i>Papenburg</i>	3,1		
<i>Wehr Herbrum</i>	2,8		

Die Ästuarie unterscheiden sich nicht nur durch ihre Größe und ihren Oberwasserzufluss, sondern auch durch die Höhe und den longitudinalen Gradienten des Tidehubs (Tab. 1). Im unverbauten Ästuar nimmt dieser als Folge der Energiedissipation der einlaufenden Tidewelle stromauf in Abhängigkeit von der Morphologie ab.

In der Tideelbe erhöht er sich dagegen von 2,95 m in Cuxhaven auf 3,65 m in Hamburg - St. Pauli. Seit der letzten Fahrrinnenvertiefung wird auch elbeaufwärts der Stromspaltung und damit außerhalb des für Seeschiffe ausgebauten Abschnitts ein Anstieg des Tidehubs verzeichnet: von 2,4 m auf 2,8 m (zeitweise > 3 m) am Tidewehr Geesthacht (pers. Mitt. WSA Geesthacht 2013). In der Weser steigt der schon hohe Tidehub in Bremerhaven (3,7 m) auf 4,1 m am Weserwehr Hemelingen in Bremen, dem höchsten Tidehub an der deutschen Nordseeküste. An der Ems bleibt der Tidehub von Emden bis Papenburg, also im für Seeschiffe ausgebauten Abschnitt, etwa gleich (3,2 bzw. 3,1 m) und sinkt erst stromauf auf ca. 2,7 – 2,8 m am Tidewehr Herbrum (SCHUCHARDT et al. 2007).

In den drei Ästuaren ist der Tidehub also deutlich angestiegen. Dies ist am stärksten in der Unterweser der Fall: hier hat sich der Tidehub in den letzten 110 Jahren in Bremen um den Faktor 20 erhöht. In der Ems ist der Tidehub in Papenburg in den letzten hundert Jahren etwa um den Faktor 2,2 gestiegen. In der Elbe ist der Tidehub von 1,9 auf 3,5 m in Hamburg/St. Pauli angestiegen, also um den Faktor 1,8 und damit etwas weniger stark als in der Ems. In der Jade beträgt der Tidehub am Pegel Voslapp 3,42 m. In den drei Ästuaren ist es über die letzten 100 Jahre also zu deutlichen Veränderungen des Tidegeschehens gekommen (SCHUCHARDT et al. 2007).

Sedimente

Die Sedimentzusammensetzung in den Ästuaren von Elbe, Weser und Ems spiegelt primär ihre Hydrodynamik und Verformung wider. In den Ästuaren von Weser und Elbe dominieren Sande unterschiedlicher Korngröße. Im Stromlauf der Tideelbe ist derzeit eine grundsätzliche Verschiebung von Schlick hin zu (hoch verdichtetem) Feinsand zu beobachten (kein Interstitial!). Die Ems wird heute aufgrund ihrer besonderen Situation (ausbaubedingtes tidal-pumping, Stromauftransport von Schwebstoffen überwiegt) durch eher schlickige Sedimente bzw. durch sogenannten ‚fluid-mud‘ charakterisiert. Diese starke Beeinträchtigung setzt sich bis in den Unterlauf der Leda fort.

Wasserqualität

Die Wasserqualität in den Ästuaren hat v.a. in Elbe und Weser bis vor einigen Jahren zu ökologischen Beeinträchtigungen geführt; verantwortlich waren v.a. sommerliche Sauerstoffdefizite. Nach dem Ausbau der Kläranlagen sowohl am Ästuar selbst als auch bei den Oberliegern ist es zu deutlichen Verbesserungen gekommen (u.a. SCHUCHARDT et al. 1985; REINCKE 1995), allerdings treten noch immer besonders in der limnischen Zone des Elbeästuars sommerliche Defizite auf. Zu einer deutlichen Verschlechterung ist es in der Ems gekommen, wo sich in den letzten Jahren z.T. extreme sommerliche Sauerstoffdefizite etabliert haben. 1994 wurde die Gewässergüte zwischen Herbrum und Ledamündung (limnischer Abschnitt) von Klasse II auf Klasse III (stark verschmutzt) zurückgestuft (HÖPNER 1996). In der Gewässergütekarte des Jahres 2000 ist sie von der Mündung der Goldfischdever bis nördlich der Ledamündung in Klasse III-IV (sehr stark verschmutzt) rückgestuft worden (NLÖ 2001). In den äußeren Ästuaren ist die Sauerstoffversorgung in der Wassersäule allgemein als ausgeglichen zu bezeichnen.

Wattflächen

Das Eulitoral ist ein charakteristischer ästuariner Lebensraum, der je nach Lage im Ästuar als Süßwasser-, Brackwasser- oder Küstenwatt ausgeprägt sein kann. Es ist relativ artenarm, erreicht grundsätzlich aber eine hohe Produktivität. Obwohl durch die ausbaubedingte Zunahme des Tidehubs, die zu 60-90% durch das Absinken des Tideniedrigwassers entsteht, zusätzliche eulitorale Flächen entstehen (vor allem zum Nachteil der Flachwasserzonen), sind in der Vergangenheit in den Tideästuaren zahlreiche Wattgebiete verloren gegangen. Grund sind Baumaßnahmen, wie Uferbefestigung, Zuschüttung von Alt- und Nebenarmen, Vorspülungen u.a.. Insgesamt ist die Reduzierung aber deutlich geringer als für Flachwasserzonen, da eulitorale Flächen durch den Absink des MTnw neu entstanden sind.

2.2 Abgrenzung der Gewässertypen Ströme/Flüsse der Marschen und sandgeprägte Ströme

Gewässer unterscheiden sich in ihren charakteristischen Lebensgemeinschaften und in ihrer Empfindlichkeit gegenüber anthropogenen Einflüssen. Kennzeichnend für die Unterschiede sind dabei geologische, morphologische und hydrologische Charakteristika. Um die unterschiedlichen Empfindlichkeiten berücksichtigen zu können, wurden in der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) die Gewässer sogenannten Ökoregionen zugeordnet. Die Oberflächengewässer Flüsse, Seen, Übergangsgewässer und Küstengewässer sind vor diesem Hintergrund nach POTTGIESSER & SOMMERHÄUSER (2008) in Gewässertypen unterteilt worden, welche letztlich die Grundlage für die Festlegung von Referenzbedingungen für die relevanten biologischen Qualitätskomponenten und die auf dieser Grundlage erforderliche Bewertung der ökologischen Gewässerbeschaffenheit darstellen.

Die Ästuarie von Ems, Weser und Elbe befinden sich in der Ökoregion 14 (zentrales Flachland). Innerhalb der Ästuarie sind insgesamt vier Gewässertypen unterschieden worden. Die hier relevanten Gewässertypen umfassen die Typen „Sandgeprägter Tieflandstrom“ (Typ 20), Fluss/Strom der Marschen (Typen 22.2/3) sowie den Typ Übergangsgewässer (T1). Die Typen 20 & 22.2/3 sind mehr oder weniger in den Süßwasserabschnitten der Ästuarie lokalisiert. Tab. 2 zeigt eine Übersicht über die ästuarinen Gewässertypen und deren räumliche Abgrenzung.

Tab. 2: Gewässertypen und deren Abgrenzung in den Ästuaren von Ems, Weser und Elbe

Ästuarine Gewässertypen	Typ	Salinität	Ems	Weser	Elbe
OWK-Nr (limnisch)			03003/06037 (Typ 22.2)	26035 (Typ 22.3)	33001 (Typ 20), 33003 (Typ 22.3)
sandgeprägter Strom	20	limnisch	-	-	km 585,9 – km 632 (ca. 48 km)
Flüsse/Ströme d. Marschen	22.2/3	limnisch	km 12,7 - km 14 (ca. 27 km)	km 362 - km 38 (ca. 44 km)	km 632 – km 654,9 (ca. 20 km)
Übergangsgewässer	T1	oligo - polyhalin	km 14 - Seegrenze	km 38 - Seegrenze	km 655 - Seegrenze

Die Oberflächengewässer sind nach WRRL in Wasserkörper (Bewertungseinheit) unterteilt; diese sollen in sich einheitliche und bedeutsame Abschnitte der Gewässer darstellen. Die Ermittlung des

Handlungsbedarfs und Umsetzung von erforderlichen Maßnahmen zur Zielerreichung erfolgt i.d.R. auf der Ebene der Oberflächenwasserkörper (= OWK).

Der limnische Abschnitt der Tideelbe umfasst drei Oberflächenwasserkörper, wobei die räumliche Abgrenzung des Typs ‚Strom der Marschen‘ gleichzeitig auch dem OWK Elbe West entspricht. Der Typ ‚Sandgeprägter, tidebeeinflusster Tieflandstrom‘ ist dagegen in zwei OWK unterteilt (Hafen, Elbe Ost). Der limnische Abschnitt (Typ: Flüsse d. Marschen) des Emsästuars ist in zwei OWK gegliedert, während in der limnischen Unterweser (Typ: Ströme der Marschen) nur ein OWK abgegrenzt wurde.

Abb. 2 zeigt eine Übersicht über den Anwendungsbereich des zu erarbeitenden Bewertungsverfahrens.

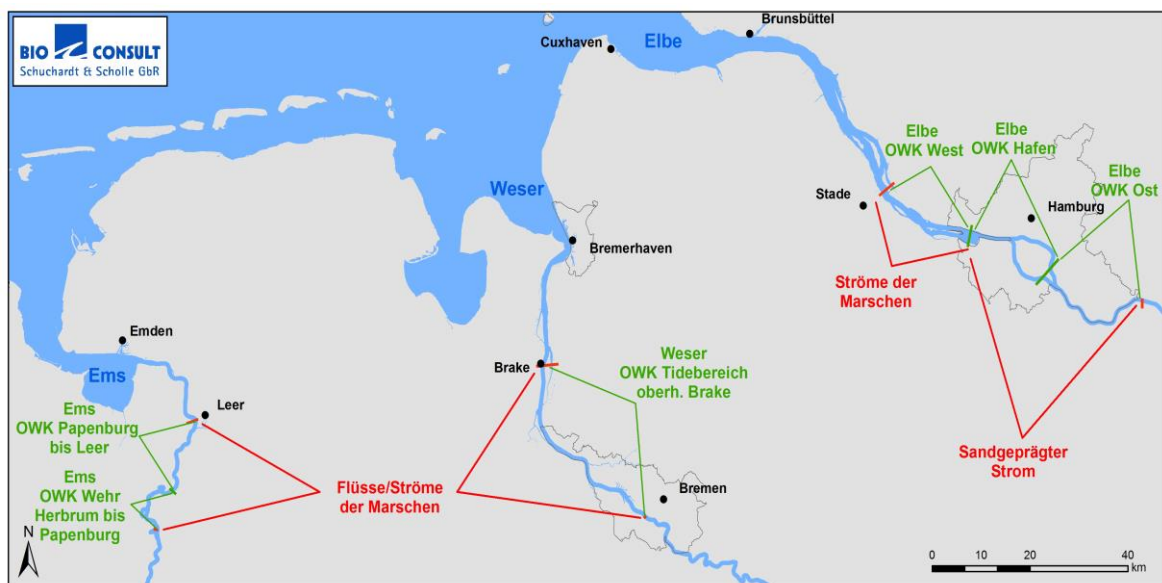


Abb. 2: Abgrenzung der limnischen Gewässerabschnitte der Ästuarie von Ems (Typ 22.2), Weser (Typ 22.3) und Elbe (Typen 20 & 22.3) sowie Darstellung der Oberflächenwasserkörper.

2.3 Charakteristik der Gewässertypen

Im Auftrag der ARGE ELBE (Wassergütestelle Elbe) wurden Steckbriefe zu den jeweiligen Gewässertypen erarbeitet. Die Steckbriefe enthalten Hinweise zu den wesentlichen Charakteristika bezüglich der Parameter Gewässerkunde (Morphologie, Tidehub, Oberwasserabfluss), physiko-chemische Eigenschaften und den biologischen Qualitätskomponenten (Fischfauna, benthische Wirbellosenfauna, Makrophyten, Phytobenthos, Phytoplankton; s. WGE 2007a, b). Im Folgenden wird die von KRIEG (WGE 2007a, b) erarbeitete typspezifische Charakterisierung der benthischen Wirbellosen dargestellt. Weitere Informationen zu den Gewässertypen sind WGE (l.c.) zu entnehmen.

2.3.1 Benthosbesiedlung Typ 20

„Der naturnahe, historische Zustand ist durch eine sehr artenreiche Molluskenfauna geprägt. Sechs ökologisch anspruchsvolle Großmuschelarten aus der Familie Unionidae waren bis Ende des 19. Jahrhunderts präsent, darüber hinaus eine Vielfalt von Süßwasserschnecken. Entsprechend der Verkrautung der Flachwasserbereiche und Nebenrinnen dominieren phytophile Schneckenarten: Anisus vortex, Bathymophalus contortus, Lymnaea stagnalis, Radix auricularia, Stagnicola corvus u.v.a.m. Im Stromstrich und lotischen Randlagen dagegen rheo- und lithophile Spezies, v.a. Theodoxus fluviatilis oder Ancylus fluviatilis.

Die historisch ursprüngliche Oligochaetenfauna entspricht weitgehend dem heutigen Zustand. Eudominante Art der lageinstabilen Stromsohle und der sandigen Bühnenfelder ist der haptische Propappidae Propappus volki – zumeist vergesellschaftet mit rheophilen, stenotopen Enchytraeiden. In den lenitischen Flachwasserzonen und Nebenrinnen herrschen lagestabile Sedimente als Feinsand und Schluff vor. Mit zunehmendem organischem C-Anteil verschiebt sich das Spektrum hin zu tubicolen Schlickbewohnern, wie Tubifex tubifex, Limnodrilus hoffmeisteri, L. claparedeanus, L. udekemianus (Tubificidae) ...

Die Referenzzönose der Höheren Krebse rekrutiert sich in der Hauptsache aus dem Gewässerubiquisten Asellus aquaticus (Isopoda) und verschiedenen heimischen Amphipoden-Arten. Für letztere besteht ein enger Zusammenhang mit den dichten, submersen Laichkrautbeständen, die den Flohkrebse Gammarus pulex, G. roeseli oder G. zaddachi u.a. als Habitat dienen. Während Sommer bis Herbst treten bis (oberhalb) Zöllenspieker dichte Schwärme von euryhalinen Langdistanzwanderern auf, wie die Schwebgarnele Neomysis integer und die Dorngarnele Palaemon longirostris.

Die Vielfalt der klassischen Insektenfauna, v.a. Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Odonata, Coleoptera, liegt unter dem Referenzstandard der vergleichbar großen Ströme Rhein oder Donau. Die Tidedynamik, speziell der Tidenhub, ist für diese Fauneneinheit ungünstig. Der Artbestand dürfte insgesamt zwischen 30 bis 50 Spezies variieren; aufgrund der Verkrautung und indirekten Strömungsberuhigung wahrscheinlich eine Vielzahl von Wasserkäfern. Vorwiegend rekrutiert sich die Insektenfauna aus euryöken Gewässerubiquisten, wie beispielsweise den Larven der Eintagsfliegen Cloen dipterum, Caenis horaria, der Köcherfliegen, wie Limnephilus flavicornis, Mystacides longicornis. Allerdings sind auch rheophile Steinfliegenlarven ein ursprüngliches Faunenelement, v. a. Taeniopteryx nebulosa und Isogenus nubecula " (WGE 2007b, Elbe Gewässersteckbriefe).

2.3.2 Benthosbesiedlung Typ 22.2/3

„...Eine Referenz dieses Typs müsste zurückdatieren auf den Zeitraum vor 1850 (vor Einsatz der ersten, dampfbetriebenen Bagger). Da aus dieser Ära keine Bestandsaufnahmen zum Makrozoobenthos (MZB) vorliegen, stützen sich die nachfolgenden Ausführungen auf Expertenannahmen. Gemäß den vorstehenden Ausführungen zur Hydromorphologie steht der wirbellosen Bodenfauna eine Vielzahl unterschiedlicher Habitate in ausgedehnten Watt- und Flachwassergebieten zur Verfügung. Reine Schlickflächen sowie verschiedene Mischsedimenttypen stehen für eine individuenreiche Wirbellosengemeinschaft, wobei Süßwasseroligochaeta grundsätzlich die

dominante Fauneneinheit gewesen sein dürfte. Polychaeta fehlen im Referenzzustand des Subtyps 22.3.

Für die lagestabilen Schlickwatten und Flachwasserbereiche sind tubicole Tubificidae typisch, v.a. die Assoziation aus: Tubifex tubifex sowie die Schwesterarten Limnodrilus hoffmeisteri, L. clapanedeanus und L. udekemianus, außerdem Potamothrix hammoniensis und Quistadrilus multisetosus, aber auch epibenthische Naididae, v.a. Nais elinguis, Nais variabilis und Paranais frici. Im Interstitial der instabilen Sohle (Feinsand mit geringen Schluffanteilen) werden die Würmer vagil leben, v.a. die Tubificiden Potamothrix moldaviensis, Limnodrilus profundicola, Psammoryctides barbatus, aber auch der Kosmopolit Limnodrilus hoffmeisteri.

Unter den Najaden (Flussmuscheln) sind entsprechend der geringen Strömung und aufgrund eher schluffiger Substrate primär die Schwesterpezies Anodonta cygnea oder A. anatina zu erwarten. Als weitere Bivalven sind Sphaerium corneum und S. rivicola sowie Musculium lacustre wahrscheinliche Siedlungselemente in den Seitenräumen dieses Gewässertyps. Außerdem dürften Schnecken im Phytal und auf Schlammgrund vielfältig und abundant gewesen sein: v.a. Viviparus contectus, Bithynia tentaculata oder B. leachii, Valvata spp., Radix balthica und auch Planorbarius corneus.

Die historische Zönose der Höheren Krebse war vermutlich artenarm; sie rekrutierte sich im Wesentlichen aus zwei Gammaridenarten. Eudominante Spezies in den Potamogeton-Beständen und im dichten Cordylophora-Aufwuchs ist mit Sicherheit Gammarus locusta var. campylops (= Gammarus zaddachi) gewesen, möglicherweise in Konkurrenz mit Gammarus pulex. Unter den Isopoden ist mit Asellus aquaticus ein weiterer Ubiquist präsent. Temporär sind außerdem dichte Schwärme der euryhalinen Schwebgarnele Neomysis integer für das Gebiet typisch.

Die Vielfalt der klassischen Insektenfauna liegt unter dem Referenzstandard vergleichbar großer Ströme, wie Rhein oder Donau. Die Tidedynamik, speziell der Tidehub, aber auch erste Salzwassereinflüsse, sind für diese Fauneneinheit limitierend. Aufgrund der Verkrautung und geringen Strömung sind primär Wasserkäfer in den Seitenräumen und Nebelkenen wahrscheinlich - vorwiegend euryöke Gewässerubiquisten. Dominant dürften im gesamten Gebiet Chironomidenlarven gewesen sein: v. a. Chironomus plumosus agg., Dicrotendipes nervosus, Glyptotendipes spp., Microtendipes spp., Parachironomus gr. arcuatus., Procladius (Holotanypus)" (WGE 2007a, Elbe Gewässersteckbriefe).

2.3.3 Aktuelle Besiedlungssituation

Ems: Im Rahmen jüngerer Untersuchungen wurden in der gesamten Unterems, einschließlich bis Emden, im Herbst 2006 und Frühjahr 2007 insgesamt weniger als 30 Taxa in überwiegend geringen Individuenzahlen und Biomassen festgestellt (IBL UMWELTPLANUNG 2006, 2007, BIOCONSULT 2009a). Insbesondere im limnischen Abschnitt der Unterems stromauf von Terborg wurde eine extrem verarmte Makrozoobenthosbesiedlung festgestellt. Örtlich handelte es sich um eine minimalistische „2-Arten-Gesellschaft“ aus *Limnodrilus hoffmeisteri* und *Gammarus zaddachi*; z.T. konnten nicht einmal diese Taxa nachgewiesen werden (BIOCONSULT 2010). Diese Ergebnisse korrespondieren weitgehend mit den Resultaten des langjährigen BfG-Ästuarmonitorings. Hier wurden an den Stationen Ems 0 (limnisch) bzw. Ems 1 (oligohalin) ebenfalls lediglich ein bzw. zwei Taxa bei extrem geringer Besiedlungsdichte festgestellt (Daten aus Ästuarmonitoring s. BfG 2003).

Ursache für die Verödung (Artenspektrum ↓, Abundanz ↓ und Biomasse ↓) im inneren Emsästuar sind v.a. die pessimalen sommerlichen Sauerstoffbedingungen, die extrem hohen Schwebstoffgehalte sowie eine in Folge der starken ‚fluid mud‘-Bildung kaum besiedelbare Gewässersohle.

Weser: Nach KÜFOG (2006) stellt sich die benthische Fauna der gesamten Unterweser (limnisch und oligohalin) als artenarme Gemeinschaft dar. In einer vergleichsweise umfangreichen Untersuchung wurden etwa 45 Taxa, davon 12 Oligochaetenarten ermittelt. Dominant waren nur wenige Arten, die örtlich in hoher Dichte auftraten. Die Rinnenbereiche waren i.d.R. weniger dicht besiedelt als die Seitenräume. Die für die gesamte Unterweser beschriebene Einschätzung, lässt sich problemlos auf den limnischen Abschnitt der Unterweser übertragen. Das im unveränderten Referenzzustand zu erwartende rheotypische Arteninventar (s.o. Steckbrief) beschränkt sich heute nahezu ausschließlich auf die Großtaxagruppe der Crustacea. Insekten (Diptera nicht berücksichtigt), ein i.d.R. die Fließgewässerzönose prägendes Faunenelement, sind im Hauptstrom der limnischen Unterweser so gut wie nicht präsent, selbst Ubiquisten fehlen fast vollständig. Neben den Crustacea bestimmen v.a. Oligochaeta, wie *Propappus volki*, den Charakter der Wirbellosen-gemeinschaft. Die Molluskenfauna des Hauptstroms wird fast ausschließlich von Neozoa (*Corbicula* spp.) geprägt, die lokal relativ hohe Individuendichten hervorbringen. Nach KÜFOG (2006) könnten erste, nach Jahrzehnten dokumentierte, vereinzelte Nachweise von Großmuscheln (*Anodonta anatina*) möglicherweise eine beginnende Regeneration der bis heute extrem reduzierten Molluskenfauna der Unterweser andeuten.

Elbe: Im limnischen Abschnitt bis weit über den Grenzbereich der Brackwasserzone hinaus bestimmen Oligochaeta die Benthosgemeinschaft der Tideelbe (vgl. KRIEG 2005 – 2013b). Dies gilt sowohl für die Anzahl der Arten als auch im Hinblick auf die Individuendichten. In den sandigen Sedimente der Fahrrinne ist der haptische Propappidae *Propappus volki* die Leitart - i.d.R. in Assoziation mit dem marinen Tubificiden *Akteredrilus monospermathecus*. Letzterer wurde mittlerweile bis zu den Norderelbbrücken nachgewiesen (KRIEG 2011). Die Seitenräume der Watten und Flachwasserbereiche werden von Naididen und Tubificiden dicht besiedelt. Im Gebiet Neßsand/Mühlenberger Loch sowie weiter stromaufwärts wurde der spionide Polychät *Marenzelleria* cf. *viridis* in den letzten Jahren stetig erfasst, mit Abundanzen bis zu 10^3 Ind./m²; aber auch stromaufwärts wurde das Tier beobachtet. Neben den Annelida gehören auch verschiedene Amphipoden, insbesondere *Bathyporeia pilosa* und *B. elegans* heute zu den abundanten Spezies oberhalb der Schwinge-Mündung. Örtlich sind auch die Flohkrebse *Gammarus zaddachi* und *G. tigrinus* noch häufig. Arten- und individuenreich sind in beiden Fließgewässertypen Zuckmückenlarven (Chironomidae) präsent: In der strömungsexponierten Fahrrinne *Kloosia pusilla*, in den strömungsberuhigten, seitlichen Sedimentationsräumen *Chironomus plumosus* agg., *Cryptochironomus obreptans/supplicans*, *Einfeldia carbonaria*, *Glyptotendipes* spp., *Paratendipes albimanus* u.v.m. Andere Großtaxa, wie Gastropoda (Wasserschnecken) oder Bivalvia (Muscheln) sowie die Gruppe der Insecta, gehören in der Tideelbe nicht zu den prägenden Fauneneinheiten. Dagegen waren Ende des 19. Jahrhunderts beispielsweise noch 11 Muschelarten, darunter vier Großmuscheln (Najaden) in der Unter- und oberen limnischen Tideelbe abundant; ganz zu schweigen von den „üppigen“ und artenreichen Schneckenbeständen (DAHL 1893). Im Stromlauf der Tideelbe wurden seit längerem keine Großmuscheln mehr registriert (KRIEG 2006 – 2012). Nach KRIEG (2011d) sind heute aber die Najadengattungen *Anodonta* und *Unio* im Hamburger Hafen wieder verbreitet, örtlich in z.T. dichten Populationen (Reiherstieg lokal bis > 50 Tiere m⁻²), insbesondere *A. anatina* und *U. pictorum*.

Insgesamt weisen die limnischen Abschnitte der Ästuare im Vergleich zum Referenzzustand deutliche Veränderungen ihrer benthischen Faunenbesiedlung auf. Dies zeigt sich primär in der Artenvielfalt und betrifft v.a. ursprünglich typische und prägende Gruppen (Crustacea, Mollusca), die heute fehlen oder unter quantitativen Gesichtspunkten (Abundanz, Biomasse) nur rudimentär vorhanden sind. Im Vergleich mit den norddeutschen Ästuaren weist die Unterems diesbezüglich die größten Defizite auf (qualitativ und quantitativ).

3. Übersicht über Bewertungsverfahren

Grundsätzlich stehen derzeit verschiedene Verfahren zur Bewertung der zu betrachtenden Gewässertypen zur Verfügung. Für die benthosbasierte Bewertung der ästuarinen Gewässertypen die zwei Verfahren AeTV (Geltungsbereich AeTV nach KRIEG 2005: limnisch bis polyhalin) und M-AMBI (meso- & polyhalin). Der TOM-Index ist ausschließlich für tideoffene Marschengewässer (Süßwasser), und der MGBI ist für nicht tideoffene Marschengewässer konzipiert.

Kürzlich wurden von WETZEL et al. (2012) ein Vergleich verschiedener Indizes zur Abschätzung des ökologischen Status der Tideelbe vorgestellt. Hierzu gehörte u.a. der oben genannte M-AMBI; der AeTV blieb unberücksichtigt. Weitere von WETZEL et al. (l.c.) verwendete Indizes, bspw. der W-Wert (v.a. CLAKE 1990, TEIXIERA et al. 2007) oder der BOPA (DAUVIN & RULLET 2007), wurden in der Vergangenheit für die benthosbasierte WRRL-Bewertung der ästuarinen Lebensräume in Deutschland nicht verwendet. Den M-AMBI schätzten die Autoren als weniger geeignet ein. Primär fokussieren sie bei ihrem Vergleich aber auf den Faktor Schadstoffbelastung mit prioritären Stoffen. Nach WETZEL et al. (l.c.) zeigte nur der W-Wert eine signifikante Korrelation mit der Mehrzahl der sedimentbürtigen Kontaminanten. Auf eine vertiefte Betrachtung des Index „W-Wert“ wird hier aber verzichtet, da zur Berechnung des W-Werts Angaben zur Biomasse notwendig sind und hier nicht zur Verfügung stehen. Und schlussendlich ist dieser Parameter für die Qualitätskomponente benthische Wirbellosenfauna gemäß WRRL nicht vorgeschrieben.

Wie bereits mehrfach angemerkt, wird der AeTV seit 2005 auch für die Bewertung der Gewässertypen 20 und 22.3 der Tideelbe genutzt. Für den Koordinierungsraum Tideelbe (KORTEL) ist das AeTV Standardverfahren der benthosbasierten Bewertung, u.a. für die OWK Elbe Ost, Elbe Hafen und Elbe West (analog FGT 20 & 22.3). Nachstehend folgt eine Kurzcharakteristik der eingangs genannten Verfahren.

3.1 TOM/MGBI

Während für die kleinen und großen Fließgewässer mit PERLODES (MEIER et al. 2006a+b) und dem PTI (SCHÖLL et al. 2005) sowie für die norddeutschen Ästuarie mit dem AeTV benthosbasierte WRRL-konforme Bewertungsverfahren erarbeitet wurden, die gegenwärtig zur ökologischen Zustandsbewertung herangezogen werden (KRIEG 2005, 2006-2013b), fehlte bis dato ein Bewertungsansatz für die ‚Gewässer der Marschen‘ (Typ 22.1) und die ‚Flüsse der Marschen‘ (Typ 22.2). Zu dieser Gewässerkategorie zählt auch der jeweils zugehörige Sondertypus ‚tideoffenes Marschengewässer‘. Als tideoffen werden solche Gewässer bezeichnet, die den täglichen Tideschwankungen unterliegen. Das freie Einschwingen der Tide wird nur gelegentlich durch witterungsbedingtes Schließen der in den Mündungsbereichen befindlichen Sturmflutsperrwerke unterbrochen. Tideoffene Marschengewässer der Typen 22.1 und 22.2 sind heute auf die Einzugsgebiete der norddeutschen Ästuarie (Ems, Weser, Elbe) beschränkt. Der größte Teil der insgesamt etwa 540 km umfassenden Fließstrecke tideoffener Marschengewässer ist ausschließlich süßwasser geprägt. Darüber hinaus sind allein in Niedersachsen etwa weitere 2.100 km Marschengewässer (Typ 22.1) vorhanden, die als „nicht tideoffen“ klassifiziert wurden (BIOCONSULT 2013).

Aufgrund der spezifischen abiotischen Rahmenbedingungen der tideoffenen und auch der nicht tideoffenen Marschgewässer war es nicht ohne weiteres möglich, die Bewertungsverfahren für Fließgewässer oder Ästuarie unverändert zu übernehmen. Aus diesem Grund wurde eine Neukonzeption als sinnvoll erachtet. Vor diesem Hintergrund wurde der TOM-Index für tideoffene und der MGB-Index für nicht tideoffene Marschengewässer des Typs 22.1 erarbeitet (BIOCONSULT 2009, 2013). Beide Marschengewässerverfahren sind multimetrisch konzipiert. Die nach WRRL erforderlichen Aspekte ‚Artenvielfalt‘, ‚Abundanz‘, ‚Sensitivität und Toleranz‘ (gegenüber Habitatveränderungen) sind enthalten und nach einer 5-stufigen Skala bewertet. Grundlage ist die Zusammenstellung historischer und vor allem rezenter Daten aus denen die potenzielle Benthosbesiedlung („Taxapool“) der Marschengewässer abgeleitet wurde. Die Messgröße ‚Artenvielfalt‘ wird über die Anzahl von Großtaxagruppen, Anzahl Familien sowie Anzahl Taxa („Taxonomische Vielfalt“) abgebildet und bewertet. Die Berücksichtigung der Parameter ‚Abundanz‘ und ‚Sensitivität/Toleranz‘ erfolgt über artspezifische Indikatorwerte (vgl. auch HOLM 1989, SCHÖLL et al. 2005, KRIEG 2005), die durch Abundanzklassen gewichtet sind. Bewertungsrelevant ist die Summe der Indikatorwerte (vgl. HOLM 1989), differenziert nach Großtaxagruppen. Diese sind hinsichtlich für die Bewertung unterschiedlich bedeutsam. Gruppen mit hohem Anteil sensibler Taxa („EPT“-Fauna, Coleoptera, Odonata, Bivalvia, Gastropoda) sind - bei definierten Ausnahmen - für die Bewertung prioritär. Der Bewertungsprozess erfolgt über die Ermittlung der Abweichung des Beobachtungswerts (Probe/Ist) vom Erwartungswert (Maßstab/Soll). Letzterer basiert auf den Kennwerten einer unter fachlichen Gesichtspunkten hergeleiteten typspezifischen Referenzgemeinschaft.

Der methodische Ansatz vom TOM und MGBI erfordert eine möglichst vollständige Erfassung des Artenspektrums an einer Messstelle. Um der saisonalen Variabilität Rechnung zu tragen sind für die tideoffenen Marschengewässer wenigstens zwei Beprobungen (Frühjahr und Spätsommer/Herbst) erforderlich (BIOCONSULT 2009), während aufgrund ihres vornehmlich Stillgewässercharakters für die nicht offenen Marschengewässer eine einmalige Untersuchung (Sommer) als ausreichend angesehen wurde (BIOCONSULT 2013).

Da das TOM-Verfahren für kleinere Marschengewässertypen konzipiert ist und zu dem für eine Testanwendung keine geeigneten Daten aus den „tidebeeinflussten Strömen der Marschen“ (Typ 22.3) vorliegen, wird im vorliegenden Fall auf eine Anwendung für den Hauptstrom verzichtet. Für die u.U. erforderliche Teilbewertung (vorwiegend künstlicher) strömungsarmer bzw. stillgewässertypischer ästuarinen Vorlandgewässer wird aber der MGBI als Bewertungsgrundlage herangezogen (s. Kap. 4.4).

3.2 M-AMBI

Das ‚M-AMBI‘-Bewertungsverfahren wurde von MUXIKA et al. (2007) entwickelt. Es kombiniert die Bewertungsparameter:

- (1) AMBI-Index mit
- (2) Artenzahl und
- (3) Diversität (Shannon Wiener Index zur log Basis 2)

Mithilfe einer Faktorenanalyse (FA) auf Grundlage dieser drei Parameter wird die „Ökologische Qualitätskennzahl“ (Ecological Quality Ratio = EQR) für jeden Wasserkörper über korrespondieren-

de Referenzwerten bestimmt (BORJA et al. 2004, BALD et al. 2005, MUXIKA et al. 2007). Dabei werden die Stationswerte für die Parameter Artenzahl, Shannon-Wiener- und AMBI-Index mit den Daten der Referenzstationen für den 'sehr guten' und 'schlechten' Zustand verglichen und entsprechende EQR berechnet. Die Berechnungen werden mit der AMBI-Software (AMBI, Vers. 4.1, Februar 2010; www.azti.es) des spanischen Instituts AZTI-Tecnalia für Meeres- und Ernährungsforschung durchgeführt. Die Referenzwerte wurden für die deutschen Übergangsgewässer angepasst (Tab. 3).

Die berechneten M-AMBI Werte werden nach den von Deutschland vorgeschlagenen Klassengrenzen bewertet (NEA GIG - Intercalibration Report 2007, HEYER 2007; Tab. 3).

Tab. 3: Deutsche EQR-Klassengrenzen (Bewertungsgrenzen) für das M-AMBI Bewertungsverfahren (NEA GIG - Intercalibration Report, HEYER 2007)

Ökologischer Status	sehr gut (high)	gut (good)	mäßig (moderate)	unbefriedigend (poor)	schlecht (bad)
M-AMBI	$\geq 0,85$	$< 0,85 - 0,7$	$< 0,7 - 0,4$	$< 0,4 - 0,2$	$< 0,2$

(1) AMBI

Das AMBI-Bewertungsverfahren (BORJA et al. 2000) wurde an der nordspanischen Atlantikküste entwickelt und den deutschen Küstengewässern angepasst (HEYER 2007). Die AMBI-Methode ist eine Weiterentwicklung des Benthic Index (BI) nach GRALL & GLÉMAREC (1997), wonach benthische Gemeinschaften auf Umweltstress (bspw. Eintrag organischen Materials) durch adaptive Strategien reagieren. Der BI basiert auf den Paradigmen von PEARSON & ROSENBERG (1978), die den Einfluss des organischen Materials auf die benthischen Gemeinschaften zeigten. HILY (1984) und GLÉMAREC (1986) hatten festgestellt, dass sich benthische Gemeinschaften in fünf ökologische Gruppen (= G I – G V), in Abhängigkeit von ihrer Sensitivität gegenüber organischen Anreicherungen im Sediment, einteilen lassen:

- I) Arten, die sehr sensitiv gegenüber organischer Verschmutzung sind und bei unverschmutzten Bedingungen vorkommen
- II) Arten, die indifferent gegenüber organischer Anreicherung sind und stets in geringen Dichten ohne große Abundanzschwankungen vorkommen
- III) Arten, die tolerant gegenüber einem Übermaß an organischem Gehalt im Sediment sind. Diese Arten können unter normalen Bedingungen vorkommen. Ihre Population nimmt bei organischem Eintrag zu
- IV) opportunistische Arten 2. Ordnung
- V) opportunistische Arten 1. Ordnung, die bei sehr starker Verschmutzung vorkommen

Der AMBI-Index errechnet sich aus den prozentualen Anteilen der Abundanzen der Individuen dieser fünf ökol. Gruppen G für jede Station, wobei die unterschiedlichen Gruppen unterschiedlich hoch gewichtet werden (BORJA et al. 2000, MUXIKA et al. 2005):

$$AMBI = [(0 * \% GI) + (1.5 * \% GII) + (3 * \% GIII) + (4.5 * \% GIV) + (6 * \% GV)] / 100$$

BORJA et al. (2000) gaben eine Liste mit 900 Makrozoobenthostaxa an, in der die Taxa in die o.g. fünf Gruppen eingeteilt wurden. Inzwischen ist die Liste auf über 5.900 Arten angewachsen (vgl. dazu www.ATZI.es), so dass es relativ wenige Arten gibt, die sich nicht zuordnen lassen. Die Einteilung der Arten auf die fünf Klassen erfolgte nach Literatur- und Expertenwissen. BORJA et al. (l.c.) schlagen vor, für jede Station die prozentuale Häufigkeit der einzelnen Gruppen zu berechnen, da die relative Häufigkeit der einzelnen Gruppen die Identifikation des Störungszustandes erlaubt.

Der AMBI-Index ist ein brauchbarer Indikator für die Bewertung der benthischen Gemeinschaften, die durch menschliche Störungen, wie z.B. physikalische Veränderungen, Schwermetalleinträge etc. beeinträchtigt sind (BORJA et al. 2000). Dieser Index wurde in verschiedenen europäischen Meeren (Nordsee: offshore in der Nähe eines niederländischen Gasfeldes; französische, nord- und südspanische Atlantik-Küste; südöstliche spanische Mittelmeer-Küste; im Saronischen Golf in Griechenland) erfolgreich getestet (BORJA et al. 2003). BORJA et al. (2000) zeigten, dass der AMBI vergleichbare Resultate mit anderen Bewertungsmethoden lieferte, z.B. Richness (Artenzahl), Diversität, Evenness, ABC-Plots und univariate und multivariate statistische Analysen. Der Index scheint für eine Bewertung gemäß den Vorgaben der WRRL geeignet zu sein, da er auf verschiedenartige Störungen reagiert und plausible Ergebnisse erreicht. Der AMBI wurde erfolgreich bei einem Vergleich vor und nach einer ökologischen Veränderung/Stress getestet. Er ist ebenfalls geeignet, räumliche Gradienten, die in Relation zu hydrodynamischen und Verdünnungsprozessen stehen, aufzuzeigen (BORJA et al. 2003).

(2) Artenzahl

Die Artenzahl (Richness) werten SIMBOURA & ZENETOS (2002) als eine zuverlässige Methode, um Stress in einem Ökosystem nachzuweisen: Je mehr Stress auf ein Habitat einwirkt, umso geringer ist die Artenzahl, verglichen mit derjenigen in ungestörten Habitaten. Wie für die meisten Parameter gilt auch für die Artenzahl, dass ein Vergleich von Stationen nur dann zulässig ist, wenn Probengröße und Anzahl, Siebmaschenweite, standardisierte Sedimenttiefe bei der Probennahme und Artdetermination identisch sind. Wie beim Shannon-Wiener-Index ist für jeden Habitattyp ein Referenzwert festzulegen.

(3) Shannon-Wiener Diversität

Die Grundidee der Nutzung von Diversitätsindizes ist, dass in der überwiegenden Zahl der Ökosysteme ungestörte Habitate artenreicher als gestörte, und die Abundanz-Verteilungen auf die Arten in gewissen Grenzen unterschiedlich sind. Während die Gemeinschaften in ungestörten Habitaten aus vielen Arten bestehen, die in geringen bis relativ hohen Abundanzen vorkommen, fehlen in gestörten Habitaten zahlreiche Arten und die vorkommenden Arten treten teilweise massenhaft auf.

Diversitätsindizes berücksichtigen daher sowohl Artenzahl als auch Abundanzen. Allerdings können die Indexwerte stark von der Probennahme beeinflusst werden (Art der Probennahme, Probenvolumen & Umfang, Qualität der Artbestimmung), so dass Diversitätsindexwerte nur bei identischer Probennahme vergleichbar sind (PLATT et al. 1984, SIMBOURA & ZENETOS 2002).

Der Shannon-Wiener-Index (Hs) ist der am häufigsten gebrauchte Diversitätsindex zur Bewertung der Auswirkungen von Verschmutzungen auf marine Benthosgemeinschaften (u.a. GRAY et al. 1992; ELLIOT 1994; SIMBOURA & ZENETOS 2002; WARWICK et al. 2002). Jedoch bestehen über den Gebrauch und die Interpretation unterschiedliche Ansichten. CLARKE & WARWICK (2001) finden diesen Index brauchbar, wenn Vergleiche der Biodiversität bei vergleichbaren Probennahmen und Habitaten angestellt werden sollen, aber ungeeignet, wenn die Proben über größere räumliche oder zeitliche Skalen verteilt sind. Sein Wert bei Hartbodengemeinschaften ist generell zweifelhaft, da sessile Organismen quantitativ schwierig zu erfassen sind. Die Diversität von Gemeinschaften kann also nur bei identischer Probennahme und Aufarbeitung miteinander verglichen werden. Ferner ist dieser Index abhängig vom Habitat, so dass bei einer Bewertung/Klassifikation unterschiedliche Referenzwerte für verschiedene Öko-Regionen und für einzelne Habitate herangezogen werden müssen. Wie bei dem Parameter Artenzahl muss für jeden Habitattyp ein spezifischer Referenzwert festgelegt werden.

(4) Referenzwerte für M-AMBI

Von HEYER (2009) wurden für das M-AMBI Bewertungsverfahren Referenzwerte für Küstengewässer bestimmt und veröffentlicht. In der nachstehenden Tab. 4 finden sich aktuelle Referenzen zu AMBI, Artenzahl und Shannon-Wiener Diversität, die abgeleitet von denen der Küstengewässern auf Übergangsgewässer kalibriert sind (schrift. Mitt. K. HEYER Hamburg, 2013).

Tab. 4: Ermittelte deutsche Referenzwerte für das M-AMBI Bewertungsverfahren für norddeutsche Übergangsgewässer (2013). Klammerwert = Datensätze für eine sichere Aussage nicht ausreichend.

Transitional waters				
		Species number	Diversity	AMBI
Oligohaline	Littoral sand	(17	2,95	0,36)
	Littoral mud	10	2,46	3,62
	Sublittoral shallow	9	2,99	0,16
	Sublittoral deep	20	3,16	0,16
Mesohaline	Littoral sand	17	2,98	0,36
	Littoral mud	11	2,83	1,65
	Sublittoral shallow	17	2,95	0,11
	Sublittoral deep	14	2,96	0,29

Einschätzung Anwendungsmöglichkeit

Nach fachlichem Diskurs mit der behördlichen Facharbeitsgruppe wurde es als einvernehmlich erachtet, auf die Anwendung dieser Methode für die genannten Gewässertypen zu verzichten. Der M-AMBI wurde aufgrund seiner marinen Ausrichtung für Küstengewässer und Ästuarabschnitte mit höheren Salinitäten entwickelt. Insofern umfasst die M-AMBI-Taxaliste keine oder kaum Arten die

für die hier betrachteten ästuarinen Gewässertypen (Ströme der Marschen, sandgeprägte Ströme) relevant sind. Es gelten aufgrund der Datenverfügbarkeit und des Kenntnisstands folgende Einschränkungen der Anwendbarkeit: Anwendung nur für Lebensgemeinschaften sandreicher Weichböden, Verwendung quantitativer Greiferdaten, Abbildung des Hauptstressors Eutrophierung (organische Verschmutzung), ggf. Schadstoffe (zit. NLWKN 2010).

3.3 AeTV („klassisch“)

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird auf den AeTV für die benthosbasierte Bewertung der Gewässertypen 20 und 22.2/3 der norddeutschen Ästure fokussiert. Die seit 2007 erstellten Bewertungen, die sich auf die vorgenannten Fließgewässertypen beziehen, werden dargestellt und auf Plausibilität geprüft. In diesem Zusammenhang wird die gewässertypspezifische Differenzierung des Verfahrens getestet. Zur Optimierung der aktuellen Methodik werden Modifikationsmöglichkeiten erarbeitet (s. Kap. 4).

Mit dem AeTV werden seit 2005 die ästuarinen Gewässertypen „Sandgeprägter Tieflandstrom“ (Typ 20) und „Ströme der Marschen“ (Typ 22.3) sowie das Übergangsgewässer der Tideelbe bewertet (KRIEG 2006, 2007, 2008a, 2010, 2011a, 2013a). In jüngerer Vergangenheit (seit 2007) wurde die Anwendung des AeTV u.a. auch zur Bewertung des Süßwasserabschnitts der Tideweser geprüft (KRIEG 2008b, 2011b); zeitgleich auch im OWK T1 der Ems (KRIEG 2008c, 2011c). Die folgende Kurzbeschreibung des AeTV („klassisch“) ist KRIEG 2005ff entnommen.

Kurzüberblick AeTV („klassisch“)

Das Ästuartypieverfahren (AeTV „klassisch“) nach KRIEG 2005 ist für eine spezielle Flussregion konzipiert: Den Mündungsbereich ins Meer. Zum besseren Verständnis sei die Definition des Ästuars vorangestellt (vgl. KAUSCH 1996):

Durch Seitenerosion (Strömungsablenkung durch Corioliskraft) trichterförmig erweiterte Flussmündung in ein Gezeitenmeer, wie die Nordsee. Das Ästuar ist charakterisiert durch periodische Wasserstands- und Strömungsänderungen sowie die Umkehr der Fließrichtung bis zu einer (natürlichen) Tidegrenze im Hypopotamal. Außerdem kommt es zu einer Vermischung des Meer- mit dem Süßwasser. Diese Brackwasserzone reicht weit in den Fluss hinein. Vom Hypopotamal aus nimmt der Salzgradient allmählich zu, um im weiteren Verlauf sprunghaft anzusteigen. Die Zone zwischen 3 und 10‰ ist der kritische Übergang, den viele marine und Süßwasserarten nicht überleben. Eine gute Osmoregulation ist hier entscheidend, dazu sind aber nur wenige Brackwasserarten in der Lage. So ist in unseren Breiten die Artendichte der Ästure, insbesondere in deren Brackwasserabschnitt, im Vergleich zum Potamal und Meer gering. Diesen Zusammenhang hat bereits DAHL (1893) erkannt.

Basiselement des Verfahrens ist die Aufstellung und Indizierung einer sog. „Offenen Arten-/Taxaliste“, die zur Bewertung herangezogen wird, wobei nicht der Fehlbetrag, sondern die Präsenz einer Spezies entscheidend ist. In dem Verzeichnis sind sowohl ästuarspezifische als auch rein flusstypische (= potamale) Arten katalogisiert, beide Gruppen repräsentieren die Benthosgemeinschaften entlang des ästuarinen Salinitätsgradienten (s. Abb. 2 & Tab. 2).

Probenahme und Bestimmung

Nach AeTV („klassisch“) erfolgt die Probenahme der benthischen Wirbellosenfauna der Weichsubstrate möglichst vollständig qualitativ-quantitativ. Ufernahe Hartsubstrate (v.a. Stacks – Form von Buhnen) können optional beprobt werden (Kicksampling auf 0,2 m² Fläche; MW 500 µm). Nach der ursprünglichen Konzeption des AeTV wird der Zeitpunkt Probenahme in den FG-Typen 20 & 22 im späten Frühjahr (von Mai bis Mitte Juni d.J.) und im Übergangsgewässer im frühen Herbst eines Jahres empfohlen und sollte in tideoffenen Gewässern möglichst in jährlichem Rhythmus erfolgen (u.a. Krieg 2011a, 2013a).

Die Bewertung eines OWKs soll auf mindestens **8 (+/- 1) Probestellen** basieren, die i.d.R. als Quertransekt angeordnet werden. Falls fachlich als sinnvoll erachtet und begründbar kann die Anordnung der 8 Stationen auch als Längs-/Schrägprofil erfolgen (Wichtig: Positionserfassung der Standorte über GPS). Lang gestreckte OWK im Gewässertyp Übergangsgewässer (mit verschiedenen Salinitätszonen), wie bspw. der OWK Elbe (Übergangsgewässer) mit über 70 km Fließstrecke, müssen allerdings mit mindestens zwei 8-er Profilen belegt werden. Diese werden jeweils **einzeln** berechnet bzw. bewertet. Für die Gesamtbewertung eines OWK mit als einem Querprofil kann das arithmetische oder gewichtete Mittel zugrunde gelegt werden.

Hinweis: Falls ein Wasserkörper (WK) durch mehrere Messstellen/Transekte untersucht werden sollte, die unterschiedliche strukturelle Rahmenbedingungen repräsentieren, ist bei deutlich ungleicher Ausdehnung der jeweiligen Habitatbedingungen die Mittelwertbildung u.U. nicht zielführend. Die Bewertungsergebnisse sollten dann entsprechend der Ausdehnung der Habitate gewichtet in das Gesamtergebnis für den WK eingehen (s. auch weiter unten Kap. 4.4)

Die Beprobung des Eu- und Sublitorals wird mit einem mind. 50 kg schweren Van Veen-Bodengreifer (0,1 m² Grundfläche, Entnahmetiefe 18 cm) durchgeführt. An jeder Probestelle N werden als Mindestanforderung zwei VV-Bodengreifer-Parallelen entnommen, so dass sich in der Summe für einen OWK 16 VV-Greifer (+/- 2) ergeben. Befüllungsgrade unter 2/3 des Greifervolumens sind prinzipiell zu verwerfen. Die zwei Greiferinhalte werden an Bord über 500 µm Maschenweite gesiebt (= 500 µm-Fraktion), der Rückstand mit Formaldehyd fixiert (Endkonzentration ca. 4%) und mit Bengalrosa angefärbt. Aus zwei weiteren, separaten VV-Bodengreiferproben werden jeweils zwei Stechrohrinhalte (= STR; Durchmesser 4,5 cm; Fläche 15,9 cm²; Tiefe 10 cm) entnommen, primär für die Auswertung der kleinwüchsigen Fauna (z.B. Annelida: Polychaeta und Oligochaeta). In der Summe ergeben sich insofern für einen OWK bei 8 Probestellen 32 STR. Die Anzahl der STR-Unterproben (4 STR je Probestelle) ist im fachlichen Diskurs und auch unter Aufwands Gesichtspunkten als Mindestanforderung festgelegt worden (s. KRIEG 2011a). Auswertungen wie sich eine Erhöhung oder Verringerung der Unterprobenanzahl auf das Bewertungsergebnis auswirkt wurden nicht durchgeführt. Die STR-Proben werden ungesiebt einzeln in Kautex-Gefäße überführt (= 250 µm-Fraktion) und wie vorstehend fixiert.

Eulitorale Weichbodenstandorte können bei Tideniedrigwasser auch direkt mittels o.g. Stechrohr (4x) (analog 250 µm-Fraktion) und bspw. Hamburg-Pool-Corer oder Stechrahmen auf entsprechender (Ober-) Fläche von 0,2 m² bei einer Tiefe von 10 cm beprobt werden (analog 500 µm-Fraktion). Hierzu sei auf eine derzeit noch in Abstimmung befindliche SOP (Standard Operation Procedure) zur Makrozoobenthos-Probenahme und –Bearbeitung in Weichböden zu verweisen (Umweltbundesamt Berlin).

Die Aufarbeitung der Proben erfolgt im Labor. Zunächst wird das Formol über ein Sieb (Maschenweite 200 µm) dekantiert und der Siebrückstand der jeweiligen STR-Inhalte in einem konischen Gefäß schonend für 10 min floriert. Der Eluatstrom wird über ein Sieb mit der Maschenweite 250 µm geleitet, aufkonzentriert und die Fraktion mit reichlich Wasser ausgespült. Die jeweilige 250 µm-Fraktion wird anschließend in einer geeigneten Sortierlösung zwischengelagert (z.B. 5% Propylenglykol und 0,2% Propylenphenoxetol gelöst in Deionat; Bedingung für die Nutzung dieser Sortierlösung ist eine vorherige Formolkonservierung). Das im Spülgefäß verbleibende Sediment wird noch stichprobenartig nach großen Organismen durchsucht. Die Rückstände der bereits vor Ort gesiebten VV-Bodengreiferinhalte, die 500 µm-Fraktion, werden analog behandelt.

Die Bestimmung erfolgt möglichst bis auf Artniveau. Dies bezieht sich auf alle nachgewiesenen Faunengrößen, inkl. der typischen „Kleinf fauna“ aus Oligochaeta, Polychaeta sowie Chironomidae.

Bewertung

Der von KRIEG (2005) für die Tideelbe, mit Gültigkeit für die norddeutschen Ästuar entwickelte Prototyp des Verfahrens, der AeTI, wurde bis 2012 mehrfach überarbeitet und den Rahmenbedingungen angepasst. Die aktuelle Bewertungsmethodik, das AeTV, beruht ebenso wie das für große Ströme, Flussmittelläufe und Bundeswasserstraßen konzipierte Potamontypieverfahren (SCHÖLL et al. 2005) auf einem multimetrischen Ansatz.

Mittels AeTV wird das Ausmaß der „Allgemeinen Degradation“ eines ästuarinen Lebensraumes bewertet. Das Verfahren erfüllt mit der Berücksichtigung der Parameter Artenzahl, strukturelle Zusammensetzung der Benthoszönose, Individuenzahl (relative Abundanz) sowie Anteil sensibler Arten die Anforderungen der europäischen WRRL.

Zentrale Größe des AeTV ist der „Aestuar-Typie-Index“ (AeTI). Zusätzlich geht die Biodiversität mit den zwei Co-Parametern „Mittlere Artenzahl“ und „Alpha-Diversität“ (FISHER et al. 1943) in die Bewertung ein (KRIEG 2006, 2007).

(1) Der Kernparameter AeTI

Der Index ist eng an die Prinzipien des Potamon-Typie-Index' (PTI) nach SCHÖLL et al. (2005) angelehnt. Das Grundelement des Moduls ist eine „Offene Liste“ gewässercharakteristischer Indikatorarten. Bezogen auf den AeTI sind dies alle ästuarspezifischen Arten, zuzüglich zahlreicher, in den Grenzen des Ästuars vagabundierender, potamontypischer Spezies. Die im Ästuar vorkommenden Arten werden nach ihrer Bindung zum System indiziert. Die Einstufung in Form von eco-Werten reicht von 1,0 bis 5,0, wobei der höchste eco-Wert die engste Bindung an den Lebensraum Ästuar signalisiert. D.h., eine entsprechende Art kann als besonders sensitiv gegenüber Systemveränderungen angesehen werden. Die eco-Indizierung erfolgte auf der Basis intensiver Literaturrecherchen und aufgrund des Fachwissens und der Erfahrung zahlreicher, interviewter Experten („expert judgement“ gem. WRRL). Es sei hier angemerkt, dass die eco-Werteinstufung reziprok zur 5stufigen Zustandsklassifizierung ist, d. h. ein eco-Wert = 5 reflektiert die ökologische Zustandsklasse 1 (= sehr gut).

Tab. 5: Grundlagen der artspezifischen ökologischen Klassifizierung AeTI („Feinabstimmung“ eco-Werte vgl. Tab. 8)

„sehr guter“ ökologischer Zustand analog ÖZ-Klasse 1	„guter“ ökologischer Zustand analog ÖZ-Klasse 2	„mäßiger“ ökologischer Zustand analog ÖZ-Klasse 3	„unbefriedigender“ ökologischer Zustand analog ÖZ-Klasse 4	„schlechter“ ökologischer Zustand analog ÖZ-Klasse 5
ästuarine Flussbindung		(noch) ästuarine Flussbindung	KEINE ästuarine Flussbindung, aber regelmäßig im System präsent	
(genuine) Brackwasserart oder rein limnischer Antagonist		euryhaline, salztolerante Art	holeuryhaline Art	
rheobiont = flusstypisch		rheo-/limnophil	limno-/rheophil	limnophil bzw. limnobiont
Empfindlich v.a. gegen phys.-chem. Milieuänderungen, organische Belastung, externe Eingriffe, anthropog. Nutzung		robust		
ökol. Schlüsselfunktion, bspw. wie stenök: substratspezifisch strömungsspezifisch temperaturspezifisch salzspezifisch O ₂ -bedürftig komplizierte und/oder lange Lebenszyklen k-Strategen Generationen $a^{-1} \leq 1$		Spektrum euryöker Arten Steigerung bis hin zu		Generalisten Gewässerubiquisten Opportunisten
		r-Strategen Generationen $a^{-1} > 1 - 2$		r-Strategen Generationen $a^{-1} > 2$
Rote Liste WBF 0 und 1		oder 2 und 3		N/A
naturnah	anthropog. weitgehend ungestört	anthropogene Überformung → degradiert Nutzungsdruck		

Charakter- oder Leitarten mit sehr starker Bindung (stenök) bekommen zudem, durch eine Index-interne Gewichtung [$G_i = 2^{(5-W_i)}$, wobei $W_i = (6 - \text{eco-Wert } A_i)$], im Vergleich zu euryöken Arten und Gewässerubiquisten eine höhere Bedeutung im Rahmen der Bewertung (s. Formel in Abb. 3), hierzu gehört z.B. die in der Tideelbe kürzlich wiederentdeckte Libelle *Gomphus flavipes* (Odonata) mit eco-Wert = 5,0 und abgeleitetem Indikationsgewicht von $G = 16$. Gewässerubiquisten, die für das Ästuar nicht typspezifisch sind, allerdings stets präsent und verbreitet, werden folgerichtig mit einem eco-Wert = 1,0 und dem beigeordneten Indikationsgewicht von $G = 1,0$ am niedrigsten eingestuft. Für Opportunisten, Generalisten ist die Vorgehensweise analog (s. Tab. 5 und Formel in Abb. 3). Diese im AeTV verwendete Gewichtungsmethodik erfolgt analog SCHÖLL et al. (2005).

Zum besseren Verständnis der „zweifachen“ Wichtung ein einfaches Rechenbeispiel. Betrachten wir das Vorkommen der Leitart *Propappus volki* (Propappidae) zusammen mit dem Gewässerubiquisten *Limnodrilus hoffmeisteri* (Tubificidae). Vorab eine Kurzcharakteristik der zwei Oligochätenarten:

Der haptische Propappidae ist rheobiont, stenotop (Sand), toleriert weder Schluff noch minimale C_{ORG}-Gehalte und bevorzugt hohe O₂-Konzentrationen – eine typische Strom-/Flussart. Der vergebene eco-Wert von 4,6 (analog ÖZK 2) liegt dennoch unter den Höchstwerten von 4,7 bis 5,0 (= ÖZK 1), da *Propappus* von Fahrrinnenanpassungen, die i.d.R. mit einer Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeit verbunden sind, profitiert. Demzufolge wurde eine Abstufung in ÖZK 2 vorgenommen.

Limnodrilus hoffmeisteri ist ein Kosmopolit und fast überall abundant. Der Tubificidae ist tolerant und stellt keine speziellen Milieu-/Habitatansprüche; ergo, der „Prototyp“ eines Gewässerubiquisten. Folglich wurde ein eco-Wert von 1,0 vergeben (analog ÖZK 5).

Propappus volki, 10.850 Ind./m², eco-Wert 4,6 und gleitendes Indikationsgewicht 12,1, da $W_i = (6 - 4,6)$ und $G_i = 2^{(5 - 1,4)} = 2^{3,6} = 12,1$

Limnodrilus hoffmeisteri, 100.850 Ind./m², eco-Wert 1,0 und gleitendes Indikationsgewicht 1,0, da $W_i = (6 - 1,0)$ und $G_i = 2^{(5 - 5,0)} = 2^0 = 1,0$

In die Berechnung des AeTI gehen statt der absoluten Abundanzen die relativen Schätzhäufigkeiten ein. Letztere werden wiederum in Fibonacci-Rangzahlen A_{FIB} konvertiert (vgl. Anhang): statt $100.850 = 21$ (= untere Klassengrenze > 100.800 Ind./m²); statt $10.850 = 8$ (= Klassenbreite $> 6.300 - 25.200$ Ind./m²). Aus beiden unterschiedlich abundanten und gewichteten Arten ergibt sich ein

AeTI-Wert von 2,04 analog ÖZK „mäßig“, obwohl mit 10^5 Ind./m² der Ubiquist dominiert.

Werden die Abundanzen artspezifisch getauscht (d. h. nun 100.850 Ind./m² für *P. volki* und 10.850 Ind./m³ für *L. hoffmeisteri*) errechnet sich ein

AeTI-Wert von 1,53 analog ÖZK „gut“, d.h., die Präsenz der stenöken Leitart ist bestimmend.

Eine zusätzliche Wichtung findet über die faunenspezifische Dichteverteilung im Habitat statt: Das eigentliche Makrozoobenthos vs. Meiofauna bzw. gegen die grundsätzlich kleinwüchsige Annelidenfauna des Brackwassers (Dämpfung der extrem unterschiedlichen Abundanzen); hier Größenordnung, bezeichnet als <maz> und <miz> (s. Anhangtabelle „Offene Taxaliste“ und „Konvertierung der Abundanzen“).

Ein weiteres Rechenbeispiel dazu, allerdings mit der Großmuschel *Unio crassus* (Makrozoobenthos) und *L. hoffmeisteri* (Meiofauna):

Limnodrilus hoffmeisteri: 100.850 Ind./m² analog $A_{FIB} = 21$ (s.o.) bei eco-Wert = 1,0 und $G = 1$

Unio crassus, 250 Ind./m² analog $A_{FIB} = 8$ (= Klassenbreite $143 - 480$ Ind./m²) bei eco-Wert 5,0 und $G = 16$

Gemäß der individuellen, größenabhängigen Abundanz-Wichtung errechnet sich ein **AeTI-Wert von 1,56** analog ÖZK „gut“, obwohl mit 10^5 Ind./m² der Ubiquist dominiert.

$$AeTI = \frac{\sum_{i=1}^T (W_i \cdot G_i \cdot \sum_{k=1}^N A_{i,k})}{\sum_{i=1}^T (G_i \cdot \sum_{k=1}^N A_{i,k})} \pm \delta AeTI \quad \text{mit} \quad G_i = 2^{(5-W_i)} \quad \text{und} \quad W_i = 6 - ECO_i$$

der Indikatorwert ECO_i der Art i , das Indikatorgewicht G_i der i -ten Art und die relative Abundanz $A_{i,k}$ der i -ten Art in der k -ten Probe, wobei

- (1) der ECO-Wert über den Term $W_i = 6 - ECO_i$
- (2) und das Indikatorgewicht über den Term $G_i = 2^{(5-W_i)}$

$$\delta AeTI = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^T ((W_i - AeTI)^2 \cdot G_i \cdot \sum_{k=1}^N A_{i,k})}{(T-1) \cdot \sum_{i=1}^T (G_i \cdot \sum_{k=1}^N A_{i,k})}}$$

Abb. 3: Kalkulation/Formel Aestuar-Typie-Index (oben die Formel für den AeTI, Formel unten Berechnung der Standardabweichung der AeTI-Stationswerte).

Der Prototyp der „Offenen Taxaliste“ wurde revidiert und v.a. um historische und potentielle Arten auf 288 Taxa aufgestockt, um sich dem ursprünglich naturnahen Zustand der Tideelbe anzunähern (= Modellreferenz der Ästuarbewertung; KRIEG 2006, 2007). Der aktuelle Katalog der eingestuftten Spezies umfasst nach erneuter Revision derzeit 333 Indikatorarten (KRIEG 2013a). Ergänzungen durch weitere Arten oder Streichungen und/oder Ersatz durch andere Arten sind durchaus erwünscht – entsprechend dem Prinzip der offenen Liste. Insgesamt errechnet sich der AeTI aus dem gewichteten Mittel (über Indikationsgewicht G) der eco-Werte, und der relativen Abundanz A der in einer Probe vorhandenen Indikatorarten (vgl. SCHÖLL et al. 2005).

(2) Der Co-Parameter **MAZ**

Die strukturelle Diversität wird über die mittlere Artenzahl (MAZ) abgebildet (vgl. Krieg 2005ff). Die MAZ ist der Mittelwert aus den jeweiligen Taxazahlen der untersuchten Transektstationen. Dabei ergibt sich die Taxazahl/Station aus der Taxasumme aller Teilproben/Station ($n = 2$ VV-Greiferinhalte und $n = 4$ STR-Inhalte) und bezieht dabei alle eco-indizierten Arten/Taxa sowie zusätzlich auch nicht eco-indizierte Arten ein. Diese Größe ist einfach zu berechnen, und außerdem ist sie mit dem gewählten Diversitätsmaß nach FISHER et al. (1943) gut korreliert. Im Gegensatz zum AeTI ist die MAZ nicht übergreifend auf das gesamte Ästuar übertragbar. Analog zur Aufteilung der Tideelbe in die drei Fließgewässertypen 20, 22.3 und T1 wird für jeden Typ eine gesonderte Referenz formuliert.

(3) Der Co-Parameter **ADF**

Die α -Diversität nach FISHER et al. (1943) (= ADF) ist ein Diversitätsmaß, welches auf der für Ästuar und Bundeswasserstraßen zutreffenden Modellvorstellung beruht, dass immer einige wenige Arten mit sehr hohen und (sehr) viele Arten mit geringen Individuendichten in einer Biozönose existieren. In die Berechnung α -Diversität gehen die Anzahl der Arten und die Gesamtabundanz ein; dadurch ist die ADF sehr robust gegenüber heterogenen Flächenmaßen. Dieser Index ist auch für den Vergleich unterschiedlicher Biozönosen ein gutes Maß, weil α den Wert präzisiert, an dem mit einer zusätzlichen Probe weniger als eine neue Art nachgewiesen wird. Für die Anwendbarkeit des Schätzmaßes ADF gilt dasselbe wie für die MAZ. Der Fisher-Index kann nicht den ökologischen Zustand des Ästuars insgesamt angeben, sondern bewertet wie die MAZ typspezifisch (ADF-Referenzen für FGT 20, 22,2/3 & T1).

(4) Hinweise zur Anwendung

Die Belastbarkeit des AeT-Verfahrens ist an die Erfüllung bestimmter statistischer Voraussetzungen gekoppelt, v.a.:

- (a) Mindestens 8 (+/- 1) Probestellen/OWK & gleiche Anzahl Probestellen in jedem OWK
- (b) Probenahme-Design wie vorstehend beschrieben
- (c) Homogenität (in mathematischem Sinn) der Stichproben

vgl. dazu KÖNIG (2003), SCHÖLL et al. (2005), KRIEG (2005, 2006, 2007, 2013a)

Der AeTI ist gültig, wenn

- (a) die Standardabweichung (StAbw) $< 0,3$
- (b) die Mindesttaxazahl \geq dem Quadrat der besetzten ÖZK; bspw. sind die ÖZK 4, 3, 2 & 1 besetzt, also in der Summe 4 Klassen. Demnach müssen mindest 16 eco-Arten der Berechnung zugrunde liegen, da $4^2 = 16$

- (c) Der Abundanzanteil der eco-Arten muss größer 50% sein in Relation zur Gesamtabundanz (= indizierte Arten & sonstige Taxa)

Für die Einstufung eines OWK in eine der fünf ökologischen Zustandsklassen ist grundsätzlich das Kern-Modul AeTI bestimmend. Bei der Bewertung kann im Einzelfall vom rechnerischen Ergebnis abgewichen werden, wenn (a) der Index nicht innerhalb seiner Gültigkeitsnormen liegt oder (b) dies nach Expertenurteil oder aufgrund nicht stimmiger Co-Parameter geboten ist. Die Gründe sind fachlich zu belegen (in Analogie zu den Standardverfahren für kleine und mittlere Fließgewässer bzw. große Ströme „Perlodes“ und PTI). Die abschließende Gesamtbewertung des ökologischen Zustands eines OWK (oder Transekts/Profils) erfolgt anhand des EQR (Ecological Quality Ratio).

Die Einteilung der Klassengrenzen zur Feststellung des EQR bzw. des ökologischen Zustands orientierte sich ganz bewusst an den in der WRRL genannten normativen Begriffsbestimmungen. Analog den Formulierungen „vollständig“ oder „nahezu“ bzw. „geringfügige“ Abweichungen wurde die Klassenbreite, wie auch beim ÖZK, dementsprechend eng gesetzt (Tab. 6). Auf Linearität der Skalierung wurde a priori verzichtet, da biologische Prozesse fast ausnahmslos nicht linear verlaufen.

Tab. 6: Festlegung des „Ecological Quality Ratio“ (= EQR) nach KRIEG (2007)

Normative Begriffsbestimmung (REFCOND 2.3) (Zitat)	Ähnlichkeit zur internen Referenzbiozönose (vgl. Offene Taxaliste)	Festlegung des EQR
.. <i>vollständig oder nahezu</i> .., kaum Abweichungen	≥ 92,5%-ige Übereinstimmung	≥ 0,925
.. <i>geringfügige Abweichung</i> ..., Anzeichen für anthropogene Störungen	≥ 80%-ige Übereinstimmung	≥ 0,8 - < 0,925
... <i>mäßige Abweichung</i> , größere Anzeichen anthropogener Störung.	≥ 55%-ige Übereinstimmung	≥ 0,55 - < 0,8
... <i>erhebliche Abweichung</i> ..	≥ 27,5%-ige Übereinstimmung	≥ 0,275 - < 0,55
... <i>große Teile</i> der Biozönosen fehlen ...	< 27,5%-ige Übereinstimmung	< 0,275

Die bisher letzte Revision des AeTV wurde im Juli 2012 abgeschlossen. Die „Offene Liste“ wurde auf 333 eco-Arten erweitert, die artspezifische eco-Indizierung/Bindung überprüft und im Einzelnen korrigiert. Bspw. wurden euryhalin-marine und autochthone Brackwasserarten bei Nachweis stromauf der „Oberen Brackwassergrenze“ mit einem Malus belegt (als Indiz für eine anthropogene Verlagerung der Brackwassergrenze). Außerdem wurde der eco-Wert auf eine Zehnerstelle nach dem Komma erweitert (feinere Abstufung der typspezifischen Anpassung innerhalb einer Qualitätsklasse). Ferner wurde die Konvertierung der Absolutzahlen in Abundanzziffern (Schätzhäufigkeiten) für die meiobenthische Wirbellosenfauna (v.a. Oligochaeta und Kleinpolychaeta des Brackwassers) und das in der TEL (rudimentäre) Makrozoobenthos revidiert, unter Beibehaltung der Fibonacci-Rangzahlen (s. Anhang).

3.3.1 Vergleich AeTV mit anderen Bewertungsverfahren

(a) AeTV vs. M-AMBI

Die Bewertungen des ökologischen Zustandes anhand der o.g. Methoden kommen bei den deutschen Daten der Elbe und den belgischen Daten der Zeescheide zu nahezu vergleichbaren Ergebnissen. Der M-AMBI bewertet die deutschen BFG Elbe-Stationen des oligo- bis mesohalinen Bereichs als ‚mäßig‘, das AeT-Verfahren bewertet ebenfalls die mesohalinen Stationen als ‚mäßig‘, den oligohalinen Bereich als ‚unbefriedigend‘. Beide Bewertungsverfahren kommen auch bei der Einschätzung des ökologischen Zustandes der belgischen Stationen zu vergleichbaren Ergebnissen. Sie sind durchgehend ‚schlecht‘ im oligohalinen Bereich und ‚schlecht‘ bis ‚mäßig‘ im mesohalinen Bereich, wobei sich zur Mündung der Zeescheide hin der ökologische Zustand etwas verbessert. Für die Bewertung der Zeescheide konnten aufgrund der zu niedrigen Artenzahlen der Ästuarytypindex nicht herangezogen werden (außerhalb der Gültigkeit), daher erfolgte die Bewertung anhand der Co-Parameter Mittlere Artenzahl und alpha-Diversität.

Die Bewertungsergebnisse auf Grundlage niederländischer Daten aus der Westerschelde, wie sie sich anhand der AeTV und der M-AMBI Methode ergeben haben, liegen um eine Klasse auseinander, während die AeTV-Methode alle Stationen als ‚unbefriedigend‘ wertet, klassifiziert der M-AMBI die Stationen als ‚mäßig‘. Diese unterschiedliche Wertung kam dadurch zustande, weil die AeTV Methode nur dann zu realistisch-repräsentativen Ergebnissen kommt, wenn eine Mindestartenzahl in den Proben nicht unterschritten wird. Dies war bei den niederländischen Daten nicht gegeben, da die Methodik der Probennahme anders ist, als für den AeTV notwendig. Die Siebmaschenweite beträgt bei der niederländischen Probennahme 1 mm, bei dem AeT-Verfahren dagegen 0,25 bis 0,5 mm. Darüber hinaus sind bei den niederländischen Daten in der Common Data Base die Würmer nicht zur Art aufgeschlüsselt - nur Fauneneinheit Oligochaeta. Dieses Manko verursacht in den niederländischen Datensätzen die geringen Artenzahlen.

(b) AeTV vs. englisches Bewertungsverfahren Infaunal Quality Index (IQI)

Der IQI ist die englische Bewertungsmethode für das MZB, in das die Parameter AMBI, Simpson's Diversität und Artenzahl eingehen. Im Vergleich mit den Bewertungen, die sich anhand des AeT-Verfahrens ergeben, stimmt in vier von sechs Fällen die ökologische Klassifizierung überein. Eine große Unstimmigkeit ist die Bewertung des Unteren Humbers, die der AeTV als ‚unbefriedigend‘, der IQI als ‚gut‘ bewertet (Tab. 7). Der Humber ist ein extrem dynamisches System mit einer natürlicherweise äußerst geringen Artenzahl. Möglicherweise funktioniert in diesem Fallbeispiel der AeTV nicht ohne lokale Anpassung des Co-Parameters Mittlere Artenzahl.

Tab. 7: Gegenüberstellung der Bewertungsergebnisse AeTV vs. IQI (aus HEYER & KRIEG 2011)

Fluss UK	AeTV	IQI	Übereinstimmung
Forth	unbefriedigend	keine Daten	n.a.
Tweed	unbefriedigend	unbefriedigend	ja
Tees	gut	gut	ja
Unterer Humber	unbefriedigend	gut	nein
Bure	gut	gut	ja
Mittlere Themse	gut	mäßig	nein
Untere Themse	mäßig	mäßig	ja

4. Modifikationen und Ergänzungen zum AeTV+

Wie bereits eingangs beschrieben ist es Aufgabe, die Bewertungsansätze der ästuarinen Süßwasserabschnitte auf Optimierungsmöglichkeiten zu prüfen. Es wurde als zweckmäßig erachtet, das seit mehreren Jahren in der Tideelbe bereits angewendete Ästuartypieverfahren zu nutzen und dort, wo sinnvoll und notwendig, zu optimieren. Das AeTV berücksichtigt typische „Habitats“ (Eulitoral, Hang, Fahrrinne) des Stromlaufs und bewertet gemäß Forderung EU-WRRL den jeweiligen Oberflächenwasserkörper. Die Konzeption des Verfahrens wurde in Kapitel 3.3 zusammengefasst beschrieben, weitere Erläuterungen sind KRIEG (2005 – 2012) zu entnehmen.

Generell wurde eine Überarbeitung des AeTV im Hinblick auf eine optimierte Anpassung des Verfahrens an die limnischen Gewässertypen der Ästuare als sinnvoll angesehen. Die kritische Überprüfung und/oder die Modifizierung folgender Aspekte wurden als zielführend identifiziert:

- Aktualisierung bzw. Anpassung der eco-Werte (betrifft Kernparameter AeTI)
- Formale Einbindung und Überarbeitung des Co-Metriks Alpha-Diversität
- Formale Einbindung und Erweiterung des Co-Metriks MAZ
- Ergänzung der Bewertungsmethodik um ein Modul „Vorlandgewässer“ und letztendlich
- Aggregation der Teilbewertungen der einzelnen Module zu einem Gesamtergebnis

Im Folgenden werden die Modifikationen und Ergänzungen erläutert.

4.1 Aktualisierung eco-Werte

4.1.1 Hinweise zum „eco-Wert“

Der eco-Wert ist eine dimensionslose Zahl von 1,0 bis 5,0, die über die artspezifische Indikation Auskunft gibt; je größer der Wert, desto besser (vgl. dazu Tab. 8). Dabei werden die in den Tidegewässern Elbe, Weser und Ems vorkommenden Spezies prinzipiell nach ihrer Bindung zu den FG-Typen 20 & 22.2/3 eingestuft, von

- keine spezifische Flussbindung (ÖZK 1), da limnobiont; extrem holeuryöke Art, v.a. Ubiquist, Generalist, Opportunist; charakteristische Zeigerart mit sehr enger Bindung für degradierte Bedingungen in einem FG-Typ
- schwache Fließgewässerbindung (ÖZK 2); euryöke Art, v.a. im Stillwasser oder strömungsberuhigt (limnophil); Zeigerart mit enger Bindung für degradierte Bedingungen in einem FG-Typ
- Flussbindung mehr oder weniger ausgeprägt (ÖZK 3); noch euryöke Art, v.a. limno-/rheophil; diskrete Salztoleranz; in gewässermorphologisch degradierten Abschnitten noch häufig

- Charakterart der relevanten FG-Typen mit starker Bindung (ÖZK 4); in gewässermorphologisch gering beeinträchtigten Abschnitten und Habitaten häufiger als in degradierten Abschnitten; kein Störungsindikator; weitgehend stenöke Art, v.a. rheo-/limnophil, oft stenotop
- Charakterart mit sehr starker Bindung (ÖZK 5) zu den FG-Typen 20 & 22.2/3 und einem eindeutigen Vorkommensschwerpunkt in naturnahen Habitaten und in gewässermorphologisch gering beeinträchtigten Abschnitten; kein Störungsindikator; stenöke Art, v.a. rheobiont und stenotop

Tab. 8: Ökologische Zustandsklassifizierung, Klassenbreiten und Zuordnung der art- bzw. taxaspezifischen eco-Werte in ihren Grenzen

Legende: ÖZK = ökologische Zustandsklasse

ÖZK	Schranken	eco-Wert
1	1,0 - 1,3	5,0
		4,7
2	> 1,3 - 1,8	4,6
		4,4
		4,2
3	> 1,8 - 2,8	4,1
		3,8
		3,5
		3,2
4	> 2,8 - 3,9	3,1
		2,8
		2,5
		2,3
		2,1
5	> 3,9 - 5,0	2,0
		1,8
		1,6
		1,4
		1,2
		1,0

Die Zuweisung eines Indikationswerts basiert grundsätzlich auf einem multifunktionalen Raster autökologischer Eigenschaften bzw. „Traits“ einer einzelnen Spezies. Im deutschsprachigen Raum sind es insbesondere die ökologischen Traits, v.a.

- Lebensformtypen
- biozönotische Region
- Habitat- und Strömungspräferenz

- Ernährungs- und Fortbewegungstypen (vgl. SCHMEDTJE COLLING 1996, MOOG 1995)

die für die Einstufung herangezogen wurden. Darüber hinaus wurden noch spezielle Traits herangezogen, wie Anzahl Generationszyklen pro Jahr, Lebensdauer (Alter), r-/k-Strategie einschl. Opportunismus.

Diese primären Merkmale (kombiniert mit über 60 Optionen) wurden im Rahmen der Studie für die Festschreibung eines eco-Werts zugrunde gelegt. Zusätzlich ist als weiteres Kriterium der Stellenwert „Neozoen“ (Neueinwanderer) und die Bewertungsproblematik der Brackwasserarten in die eco-Indizierung eingeflossen (vgl. dazu nachfolgende Kapitel 4.1.3 und 4.5).

Im Gegensatz zu Neozoen werden Arten aus der bundesweiten Rote Liste ab Gefährdungskategorie 3 (= gefährdet) und höher a priori abgestuft aufgewertet. Letztendlich sind diese Arten in höchstem Maße gefährdet bzw. verschollen, weil ihre speziellen Habitate oder Biotopstrukturen in anthropogen degradierten Gewässern verloren gehen (vgl. dazu FFH-Richtlinie).

Ein scheinbares Problem stellen die höheren Taxa dar. Allerdings gestaltet sich dies Dilemma im vorliegenden Katalog als relativ unwirksam, da sich das Fauneninventar zu über 90% aus Arten zusammensetzt. Bei der „Gattungssammlung“ wurde grundsätzlich nach dem Prinzip der schlechtesten Einstufung entschieden (unter Außerachtlassung der Malus-Arten). Dabei ist der Grundgedanke die Überlegung, zu vermeiden, dass „oberflächliche“ Artdiagnostik zu „besseren“ Ergebnissen führt.

Die Besetzung der Optionen, die Verteilung über die jeweiligen Traitkategorien und die daraus resultierende artspezifische eco-Wertung basieren in erster Linie auf zeitgenössischen Literaturauswertungen. Beispielhaft seien an dieser Stelle nur einige „Standardwerke“ zitiert: v.a. GIERE & PFANNKUCHE (1982), MOOG (1995), SCHMEDTJE & COLLING (1996) und „Deutsche Faunenindex“ (v.a. BÖHMER et al. 2003, HERING et al. 2004, LORENZ et al. 2004, MEIER et al. 2006a/b; www.fliessgewaesserbewertung.de). Die für die relevanten FG-Typen ausgewertete Literatur ist bereits in KRIEG (2005, 2006) zusammengestellt und dort fallbezogen nachzuschlagen.

Hinweise zur Vergabe von „eco-Werten“

Die eco-Werte der benthischen Wirbellosenfauna gemäß Ästuartypieverfahren (M1) wurden entsprechend der Güte der Indikation für das Ästuar, insbesondere typspezifisch für die Tideelbe vergeben (KRIEG 2005, 2006, 2013a). Die „Offene Liste“ der aktuell 333 Zeigerarten wurde bezüglich der hier relevanten Gewässertypen (20, 22.3) überprüft und diesen art- und wertmäßig angepasst. Im Rahmen der vorliegenden Studie wurde die ursprüngliche Taxaliste um weitere Arten auf über 400 „eco-Arten“ erweitert.

Ein Ästuar unterliegt in seiner Gesamtheit der Tidedynamik, wobei v.a. die Strömungsverhältnisse (Variabilität und Umkehr), der Wasserstand (Tidehub) und das Salz (Gradient und Lage der oberen Brackwassergrenze) - wie bereits oben beschrieben - als Masterfaktoren gelten. Auf diese haben wiederum drei variable Größen einen steuernden Einfluss: Die hydrologischen sowie meteorologischen Randbedingungen und die hydrodynamische Charakteristik, hier Systemgeometrie. Letztere ist definiert durch die Parameter Wassertiefe, Querschnittsweite und Fluträume, erstere hingegen

durch den Oberwasserabfluss und die Tideverhältnisse in der Deutschen Bucht/Nordsee (mondphasenabhängige Nipp-/Springtiden) und die Windwirkungen (v.a. Richtung und Stärke). Diese abiotischen Rahmenbedingungen sind sowohl für die räumliche als auch zeitliche Verbreitung der benthischen wirbellosen Fauna prägend.

Bei der Vergabe der eco-Indikationswerte bleibt diese Dynamik zu beachten, darüber hinaus ist die Repräsentanz der Indikatorarten für die Subtypen von FGT 22 (= tideoffene Marschengewässer) zu berücksichtigen, insbesondere auch vor dem Hintergrund, dass die ästuarinen Gewässertypen als „stark verändert“ klassifiziert sind. Heute unterscheiden sich Hydrologie und Morphologie vom ursprünglichen (natürlichen bzw. naturnahen) „**Marschengewässer-Typ 22**“ mehr oder weniger deutlich (LANU 2001, POTTGIEßER & SOMMERHÄUSER 2004). Dazu einige Zitate aus genannter Literatur:

„Sanft geschwungene weite Mäander, ein schwach U-förmiges Profil, unregelmäßig steile Ufer ... tonigschluffige Sohlsubstrate, zeitweise stehendes Wasser mit der Folge von Faulschlammabildung ... Substratdiversität und Strömungsdiversität sind gering.“

Also Strukturen, wie sie auf die aktuelle Hydromorphologie/Hydrologie der ausgewiesenen FG-Typen 22.2/3 der norddeutschen Tidegewässer Elbe, Weser und Ems nicht ansatzweise übertragbar sind.

4.1.2 Indizierung der typspezifischen Zeigerarten und Offene Liste der Indikatoren

Wie bereits vorstehend genannt, beeinflussen Tidedynamik und Morphologie die Verteilung der Arten im Ästuar und bedingen biologische Eigenheiten in diesem Raum. Aus den Küstengewässern der Nordsee wandern euryhalin-marine Arten in das Ästuar. Von Oberstrom, aus dem Süßwasser, dringen euryhalin-limnische Arten ein, und in der Brackwasserzone siedeln speziell angepasste Wirbellose, die echten Brackwasserarten (s. MICHAELIS 1994). So wie marine Arten im Poly- bis Mesohalinikum (bis $\approx 10 - 12\text{‰}$ S) noch leben, so können auch Süßwasserorganismen, insbesondere Oligochäten, Chironomidenlarven oder Mollusken, unter erhöhten Salzkonzentrationen, im oligo- bis mesohalinen Bereich existieren (bis $\geq 10\text{‰}$). Außerdem wird das Ästuar von sog. „Langstreckenläufern“ besiedelt (= holeuryhaline oder omnieuryhaline Spezies), die im gesamten Tidesystem existieren und reproduzieren. So beschreibt KRIEG (2006) die ästuarine Benthosgemeinschaft wie folgt: „*Verteilungsprinzipien – ja, aber feste Verbreitungsgrenzen, mit Ausnahme der genuinen Brackwasserarten, gibt es nicht, vielmehr ist dem Wortsinn nach „alles im Fluss“ ...*“.

Infolgedessen ist das Inventar der „eco-Arten“ für die FG-Typen 20 und 22.2/3 übergreifend zu definieren (vgl. dazu SCHÖLL et al. 2005). Echte Brackwasserarten und marine Eindringlinge dürften in den limnischen Gewässertypen grundsätzlich keine dominante Rolle spielen. Ihre Präsenz, wird daher, anders als im Übergangsgewässer, hier mit einem „Malus“ belegt. So wird der marine Tubificidae *Aktedrilus monospermathecus* bspw. im Übergangsgewässer T1 mit einem eco-Wert = 4,6, dagegen in den FG-Typen 20 & 22.2/3 mit eco-Wert = 1,0 belegt. Oder der genuine Brackwasser-Naididae *Amphichaeta sannio* statt mit eco-Wert = 5,0 mit 1,0, wie auch der euryhalin-marine Amphipode *Corophium volutator* statt mit eco-Wert 3,8 wiederum mit dem Maluswert 1,0 (s. dazu Kap. 4.5).

Darüber hinaus wird im AeTV+ der Anteil von Brackwasserarten in Bezug auf Taxazahl und Besiedlungsdichte nachrichtlich ausgewiesen. Neben der artspezifischen (schlechten) eco-Werteinstufung, die sich dann „anonym“ im Ergebnis des Moduls AeTI niederschlägt, können so unmittelbar quantitative Hinweise auf Vorkommen von Brackwasserarten abgeleitet werden. Eine relevante Ausbreitung von Brackwasserarten nach stromauf kann ein Indiz für die weitere Verlagerung der oberen Brackwassergrenze sein. Weitere Informationen zum Umgehen mit Brackwasserarten ist Kap. 4.5 zu entnehmen.

Fundament und Grundlage des Verfahrens ist die Aufstellung der bereits mehrfach zitierten Offenen Liste indikativer Arten und Taxa. In dem Katalog finden sich alle spezifischen Arten, die in den relevanten FG-Typen erfahrungsgemäß und theoretisch präsent sind. Für die Tidesubtypen 20 und 22.2/3 sind das sowohl rein flusstypische als auch ästuarine Arten. Definitionsgemäß werden jene Spezies als flussspezifisch/Ästulare bezeichnet, die ihren Verbreitungsschwerpunkt auch im stromaufwärtigen Ästuar haben (REMANE & SCHLIEPER 1958). Außerdem werden noch jene Arten hinzugezählt, die zwar nicht charakteristisch, aber regelmäßig und abundant im System vorkommen bzw. verbreitet sind; meist die limnophile Wirbellosenfauna der „kleinen“, lenitischen Marschengewässer, v.a. Gastropoda, Coleoptera, Odonata.

Das Spektrum der vorliegenden „Offenen Arten-/Taxaliste“ basiert vornehmlich auf der Auswertung zeitgenössischer Literatur entsprechender Untersuchungen in den betreffenden FG-Typen bzw. aus Bestandsanalysen in Tideelbe und Tideweser:

BIOCONSULT (2008, 2009a+b), GARMS (1961), GREUNER-PÖNICKE et al. (2005), GRIMM (1968, 1979), KOTHÉ (1961), HAESLOOP (2010), KRIEG (1995, 1996a+b, 2000, 2002, 2006, 2007, 2008a-c, 2010, 2011a-d, 2013a+b), PETERMEIER et al. (1994), SCHÖLL et al. (1995), SCHÖLL & FUKSA (2000), STEUWER (2011, 2012) u.a.

Strom- und flusstypisch sind bspw. der Süßwasseroligochaet *Propappus volki* (Propappidae) sowie die zwei Dipterenlarven *Kloosia pusilla* und *Robackia demeijerei* (Chironomidae: Chironominae). Ästuarin sind z.B. *Uncinaiis uncinata*, *Paranaïs frici* (Oligochaeta: Naidide) oder die Kleinkrebse *Neomysis integer* (Mysidacea) und *Palaemon longirostris* (Decapoda). Nicht ästuarin, aber repräsentativ für Watt und Flachwasser des Hypopotamals sind bspw. euryöke Süßwassertubificiden der Gattungen *Potamotheix* und *Limnodrilus*. Die meisten Schnecken und Käfer sind dagegen weder ästuarin noch strom- oder flusstypisch, allerdings typspezifisch für das klassische Marschengewässer (s. Kap. 4.1.1, letzten beiden Absätze). Bis dato wurden n = 415 eco-indizierte benthische Wirbellose in den Gesamtkatalog aufgenommen (vgl. dazu „Offene Arten-/Taxaliste“ im Anhang).

In vielen Fällen sind eigene Erfahrungen mit eingeflossen, speziell im Fall der Oligochaeten- und Chironomidenfauna, andererseits aber auch durch die Einbeziehung anerkannter Spezialisten dieser Fauneneinheiten, u.a. TIMM (Estland), GIERE (Hamburg), GRIMM (Hamburg) sowie MOLLER-PILLOT (Holland) und EGGERS (Hamburg). Darüber hinaus wurde für die Bewertung der Mollusken- und Insektenfauna die Literatur weiterer, nationaler Experten fallbezogen ausgewertet, v.a. GLÖER (2002), HAYBACH (1998, 2006), BERLIN (1995), BERLIN & THIELE (2001, 2002), EISELER (2005) und NEU (2010). Im Zweifelsfall wurde bei der Vergabe des eco-Werts dem Expertenwissen gefolgt. Typische Fälle sind hier bspw. die strittigen Voreinstufungen der Ephemeroptera *Caenis horaria* und *Cloeon dipterum* oder die der Schnecken *Radix balthica*, *Acroloxus lacustris* und *Bithynia tentaculata* - auch und insbesondere im Vergleich mit der Bewertung der Tubificiden.

Die beiden Eintagsfliegenarten sind auf der nördlichen Halbkugel verbreitet. In Fließgewässern sind sie, da stagnophil, deutlich unterrepräsentiert. Demzufolge haben sie ihren Siedlungsschwerpunkt in Stillgewässern (Seen, Tümpel, Weiher; selbst in Wassertonnen nachgewiesen). *Cloeon dipterum* siedelt bevorzugt auf submersen Pflanzen; *Caenis horaria* verhält sich gegenüber unterschiedlichen Substrattypen indifferent. Beide sind das, was unter den Begriff „anspruchloser“ Ubiquist fällt (HAYBACH, s. www.ephemeroptera.de/Ephemeroptera Germanica). Hinsichtlich Deutscher Faunenindex gelten beide Arten als Störzeiger (Indexklasse -2). In dieser Klasse finden sich Taxa mit einer sehr engen Bindung an Habitate, die für degradierte Bedingungen charakteristisch sind. Ebenso zutreffend für eine degradierte Gewässermorphologie und stark veränderte Hydraulik. Aufgrund dieser Indikation und Autökologie ist unseres Erachtens ein eco-Wert von 1,0 bezogen auf den Stromlauf plausibel. Abweichend davon werden solche Arten in den stillgewässerähnlichen Vorlandgewässern höher bewertet (vgl. Kap. 4.4).

Die drei Schneckenarten haben ebenfalls eine weite ökologische Valenz. Anders formuliert, als anspruchslose r-Strategen sind ihre Milieuansprüche grundsätzlich gering. Hinsichtlich ihrer Strömungspräferenz sind sie stagnophil, bevorzugen demnach stehende und siedeln seltener in langsam fließenden Gewässern. *Radix balthica* (loc. typ.: Habitat ad littus Gotlandiae) und *Bithynia tentaculata* (loc. typ.: Habitat in Europae stagnis) sind in der genannten Reihung die anpassungsfähigsten heimischen Süßwasserschnecken (GLÖER 2002). Hinsichtlich Deutscher Faunenindex werden die drei genannten Schnecken der Indexklasse -2 zugeordnet. Ihr Vorkommen indiziert in Fließgewässertypen also eine sehr starke anthropogene Gewässerüberformung. Aufgrund dieser Indikation und Autökologie ist unseres Erachtens ein eco-Wert in Bezug auf Lebensräume im Hauptstrom von 1,0 plausibel. Abweichend davon werden solche Arten in stillgewässerähnlichen Vorlandgewässern höher eingestuft (vgl. Kap. 4.4), was dort zutreffend ist.

Unter den Tubificiden repräsentiert eine Vielzahl der indizierten Arten die ÖZK 3 (Spanne der eco-Werte von 3,2 – 3,5). Im Vergleich zur eco-Indizierung zu einzelnen Schneckenarten oder Insektenlarven (s.o.), ist diese Einstufung möglicherweise missverständlich. Im Gegensatz zu den oben genannten Wirbellosen ist die Bindung der Tubificiden an die relevanten FG-Typen enger. Individuenstarke Populationen und relativ gut strukturierte Tubificidenzönosen sind für die Teillebensräume Flachwasser und Watt der Marschen- und Tieflandströme charakteristisch. Trotz mitunter großer Toleranz gegenüber natürlichen Stressoren wie Sauerstoffarmut, Nährstoffanreicherung und starker Sedimentation ist ein Rückgang einiger Tubificidenarten zu vermerken (RACHOR et al. in press). Ursachen werden in dem Verlust von Lebensräumen gesehen, wie Watten und vorrangig Flachwasserzonen (Wirkfaktor Strombau- und Unterhaltungsmaßnahmen). Besonders auffällig ist der Individuenschwund für *Tubifex tubifex*, eine Art, die in den 50-er und 60-er Jahren bestandsbildend war (DZWILLO 1966). Denkbar wäre auch ein Zusammenhang mit der in dieser Zeit hohen und der heute geringeren Nährstoffbelastung. Allerdings ist auch zu berücksichtigen, dass im Gegensatz zu dem euryöken und in den ästuarinen Abschnitten noch individuenreich vorkommenden Gewässerubiquisten *Limnodrilus hoffmeisteri* (eco-Wert 1), *T. tubifex* Ansprüche an den Habitat stellt. Gezielt werden C_{ORG}-reiche, schluffige, allerdings lagestabile Schlick besiedelt. Diese Habitate sind mittlerweile in der limnischen Tideelbe „Mangelware“, wahrscheinlich auch in der limnischen Tideweser. Im OWK Elbe West, auf dem Fährmannssander Watt, dominieren aktuell betonartig verfestigte Feinsande, und im Mühlenberger Loch ist der Schlick sehr wasserhaltig und lageinstabil, lokal dominiert „fluid-mud“ – d.h. diese Rahmenbedingungen stellen kein Lebensraum für den röhrenbauenden *Tubifex tubifex* dar. Folglich ist die Art im

Strom der Marschen selten geworden, so dass *Tubifex tubifex* mit einem eco-Wert von 3,5 durchaus plausibel eingestuft ist - und keineswegs überbewertet.

4.1.3 Exkurs: Aquatische Neozoen – Problemstellung und Indikation

Zum Verständnis der indikativen Bewertung dieser „problematischen“ Taxagruppe (s. Tabelle „Neozoen“ im Anhang) sind einige grundsätzliche Betrachtungen zur Bedeutung von Neozoenarten vorangestellt: Definitionen, Herkunft, Einbringung und Etablierung. Zur Vertiefung der Thematik sei v.a. auf GOLLASCH (1998), KINZELBACH (1996, 1998a, 1999 & 2001), GEITER et al. (2002), HAAS (2002) verwiesen.

Der Begriff „Neozoen“ wurde analog zu dem Terminus "Neophyten" eingeführt (KINZELBACH 1978). In der Folge wurde er jedoch uneinheitlich verwendet. Um eine Vereinheitlichung im Sprachgebrauch herbeizuführen, wurde der Begriff "Neozoa" bzw. besser eingedeutscht „Neozoen“ 1995 definiert (Einzahl „das Neozoon“, man liest auch „die Neozoe“) (AKAD. NAT. & UMWELTSCH. 1995; KINZELBACH 1998b). Im Englischen wurde zunehmend „neozoon“, "neozoans" gebraucht, in Konkurrenz zu „invasive species“¹.

Der Begriff „Neozoen“ wird wie folgt definiert:

Neozoen sind Tierarten, die nach dem Jahr 1492 unter direkter oder indirekter Mitwirkung des Menschen in ein bestimmtes Gebiet gelangt sind, in dem sie vorher nicht heimisch waren, und die jetzt dort wild leben.

Der Neozoenstatus bezieht sich in erster Linie auf Arten, weil die Art neben dem Individuum das noch immer am eindeutigsten abgrenzbare Taxon bei den Metazoa ist.

Das Jahr 1492 wird als symbolischer Zeitpunkt verwendet (Entdeckung Amerikas durch Kolumbus). 1492 markiert den Beginn eines umfangreichen interkontinentalen Austauschs von Pflanzen und Tieren. Der Zeitpunkt wird scharf definiert, weil schon durch Kolumbus die ersten, in Europa platzgreifenden Organismen mitgebracht wurden, u.a. die Schiffsbohrmuschel *Teredo navalis*. Andererseits verschleppten seine Mannschaften Neo-Organismen im Gegenzug nach Mittelamerika (v.a. Haustiere & Krankheiten).

Dieser <terminus post quem> stellt eine genaue und wichtige Zeitmarke dar für die nachfolgend rasch zunehmende Vernetzung, Globalisierung der Kontinente durch Verkehr, Handel, Kolonisierung und Kriege unter verstärktem Austausch von Tier- und Pflanzenarten. Daneben wurde das Jahr auch aus pragmatischen Gründen gewählt, weil Informationen über interkontinentalen Austausch von Floren und Faunen aus der Zeit vor 1492 nur fallweise vorliegen (z. B. Einschleppen der Sandklaffmuschel *Arenomya arenaria* aus Nordamerika um 1000 n. Chr. durch die

¹ Im Gegensatz zum Begriff Neozoon, der sich auf den historischen Vorgang des Einbringens durch den Menschen in ein fremdes Faunengebiet bezieht, definiert der Begriff „Invasive Art“ den anschließenden Ausbreitungsprozess, der grundsätzlich regelhaft, wie bei jeder beliebigen sich natürlicherweise ansiedelnden oder ausbreitenden Art verläuft (Populationsdynamik). „Invasive Art“ umfasst demnach sowohl Neozoen als auch expandierende Autochthone (s. HOLDGATE 1986, HENGVELD 1988).

Wikinger) und bei vielen seit Jahrtausenden im Gebiet lebenden Tierarten nicht zu entscheiden ist, ob sie durch den Menschen in das Gebiet gelangt sind.

Als Herkunftsgebiete von Neozoen in Deutschland sind besonders wichtig:

- Die als Ausgangsbereich für die postglaziale Reimmigration bedeutenden Refugialgebiete am Nordrand der mediterranen Faunenregion. Diese Gebiete bzw. Ausbreitungsrichtungen sind durch den geomorphologischen Aufbau des europäischen Kontinents vorgegeben. Dies gilt gleichermaßen für Land- und Süßwassertiere.
- Das Schwarze und Kaspische Meer (Pontokaspialisches Becken) und seine ehemaligen Ausläufer (Pannonisches Becken) als weltweit einzigartiges Herkunftsgebiet für eine an Brackwasser angepasste Fauna. Musterbeispiele sind Dreiecksmuschel, Schlickkrebs.
- Die holarktische Region, namentlich Nordamerika und in weit geringerem Umfang das gemäßigte Ostasien. Dies gilt genauso für aquatische und terrestrische Organismen. Hier liegt offenbar in besonderem Maße eine Präadaptation an vergleichbare Habitats, insbesondere an die klimatischen Verhältnisse vor.
- Zunehmend kommen mit den durch Schiffsverkehr (Bewuchs, Ballastwasser, Filter) bedingten Möglichkeiten marine Organismen aus Häfen in aller Welt in die Deutsche Bucht und Ostsee sowie Brack- und Süßwassertiere in die Flüsse und Binnenwasserstraßen (REINHOLD & TITTIZER 1997 & 1999, REINHOLD 1999, NEHRING & LEUCHS 1999, REISE et al. 1999, GOLLASCH 1998). In Nordamerika ist Einschleppung in den Bereich der Großen Seen u.a. durch Ballastwasser erfolgt.

Diejenigen Neozoen, die schon länger in einem Gebiet auftreten und aufgrund ihrer Reproduktion ein fester Bestandteil der Gebietsfauna geworden sind, werden zur Unterscheidung etablierte Neozoen (syn. = Agriozoen) genannt:

Etablierte Neozoen sind Neozoen, die über einen längeren Zeitraum (mind. 25 Jahre) oder (bei Arten mit kurzer Generationsfolge) über mindestens drei Generationen in dem untersuchten Gebiet frei lebend existieren (GEBHARDT et al. 1996).

Eine erfolgreiche Etablierung begünstigt solche Arten, die vom strukturellen Potential, bspw. Parthenogenese und Gefiedertransport bei *Potamopyrgus antipodarum* (ROTH 1987) oder vom ökophysiologischen Potential, ihrer „Euryökie“ (STREIT 1991), besondere Voraussetzungen mitbringen. Vom Reproduktionsmodus her sind eher r- als K-Strategen erfolgreich. Zufällig gegebene Präadaptation auf dominierende, stark selektierende Umweltfaktoren erleichtert die Ansiedlung, z. B. sind thermophile und euryhaline Arten in den belasteten Flüssen Mitteleuropas begünstigt, siehe *Physella acuta* oder *Gammarus tigrinus*.

Die Eigenschaften des neuen Habitats bestimmen den weiteren Verlauf der Expansion. Hier gilt das Modell der Präadaptation oder das Schlüssel-Schloss-Prinzip. Findet die Gründerpopulation eine dem Herkunftsgebiet ähnliche abiotische Umgebung, so wird sie sich adaptiv integrieren können. Darüber hinaus stellt eine bereits vorhandene Lebensgemeinschaft einen wesentlichen Selektionsfaktor für die Neopopulation dar. Im Vordergrund steht die Beschaffenheit der Zoozönose. Dabei spielt deren Diversität und der Grad ihrer Intaktheit eine Rolle. Eine Ansiedlung wird erleichtert durch eine "ungesättigte" Fauna bzw. „freie“ ökologische Nischen.

- Für die Höheren Krebse (Decapoda, Percarida) in Mittel- und Nordeuropa stellte SCHELLENBERG (1942) eine „Ausdünnung“ durch die vorangegangenen pleistozänen Eiszeiten fest, im Vergleich etwa mit Vorderasien oder Nordamerika.
- Weiterhin wandern offensichtlich in den von Natur aus gering besiedelten Bereich des Brackwassers besonders viele, entsprechend präadaptierte Arten ein. Sie treffen dort auf fast keine Konkurrenz (REISE et al. 1999). Als Reservoir für entsprechende Spezialisten gilt das weltweit bedeutendste Brackwasserbecken Schwarzmeer, Kaspisee, Aralsee (= ponto-kaspiaralische Fauna).
- Die besonders starke Einwanderung von Krebsen und Weichtieren des Süßwassers kann als „verspäteter“ Teil der postglazialen Rückwanderung aufgefasst werden – mit Nachhilfe des Menschen. Einige östliche Süßwassertiere waren bereits in den Zwischeneiszeiten des Pleistozäns aus Osteuropa aus eigener Kraft durch die Urstromtäler westwärts - z.T. bis nach England - vorgedrungen und starben bei den jeweils nachfolgenden Eisvorstößen wieder aus, wie die Muscheln *Dreissena polymorpha* und *Corbicula fluminalis*, die Schnecken *Lithoglyphus naticoides* und *Viviparus viviparus*.

Andererseits wird eine erfolgreiche Etablierung durch „Störungen“ nachhaltig gefördert. Die (Milieu-)Störung nimmt in anthropogen überformten (Teil-)Ökosystemen eine vorrangige Stellung ein, bspw. in Seeschiffahrtsstraßen und Binnenkanälen oder in wassertechnisch verbauten und belasteten Gewässern. Für den Flohkrebs *Gammarus tigrinus* war die Belastung der Werra (ALBRECHT 1954) durch Abraum des Kalibergbaues sowohl das Argument für die Ausbringung als auch die entscheidende Einfallspforte. Die gleiche Art wurde, wie andere, offensichtlich durch die „Sandoz-Katastrophe“ im Rhein erheblich begünstigt (KINZELBACH 1987; vgl. TITTIZER et al. 1990).

- Ähnlichkeit der Biozönose mit der des Herkunftsgebiets, z. B. Nearktis, östliche Paläarktis (s.o.). Von dort werden nicht nur günstige Präadaptationen an vergleichbare abiotische Faktoren, sondern möglicherweise auch Eigenschaften mitgebracht, welche in Co-Evolution an vergleichbare, z. T. phylogenetisch verwandte Mitglieder der Herkunftsbiozönose entstanden sind.
- Geographische Nähe zu Orten starken Menschen- und Warenverkehrs wie Häfen, Lager, Stadtrandgebiete.

An einigen Beispielen invasiver Neozoen sollen Mechanismen und nachhaltige Folgen demonstriert werden. So ist die Verdrängung einer indigenen Art durch die Einwanderung einer Fremdart bisher nicht zweifelsfrei belegt, doch ist der Rückgang bzw. Verschwinden von *Gammarus zaddachi* und weiterer, einheimischer Gammariden in Mittel- und Oberelbe wahrscheinlich auch auf eine interspezifische Konkurrenz durch die ausgesetzte Brackwasserart *Gammarus tigrinus* zurückzuführen. Der sog. „Tigerflohkrebs“ stammt aus den Küstengewässern und Ästuaren der nordamerikanischen Atlantikküste.

Gammarus tigrinus wurde in der durch Kaliabbau versalzten Werra als Ersatz für die abgestorbene, heimische Flohkrebsfauna 1957 eingesetzt (SCHMITZ 1960). Aus den 1.000 eingesetzten Tieren entwickelte sich sehr schnell eine individuenreiche Population, die sich rasant über die Weser

verbreitete; dann 1974 in der Elbe, im Mittellandkanal 1977 und 1982 im Rhein. Massenhafte Vorkommen (10^4 bis fast 10^5 Ind./m²) dominierten die benthischen Zönosen der Mittel- und Weser. Im Unter- und Mittellauf des Rheins wurden die Massenentwicklungen dagegen nicht beobachtet. Auf dem Vormarsch traf der nordamerikanische Gammaride auf wenig Konkurrenz. Die bereits reduzierten indigenen Gammaridenpopulationen, wie *Gammarus pulex*, *G. roeselii*, *G. fossarum* und *G. duebeni* wurden vollständig verdrängt; nur *Gammarus zaddachi* konnte sich im Mixohalinikum der Elbe und Weser noch behaupten, allerdings „zum Preis“ individuenarmer Populationsgrößen. In der Mittel- und Weser verschwand *G. zaddachi* dagegen spurlos.

G. tigrinus sticht durch seine Halotoleranz und die variantenreiche Habitatwahl hervor. So besiedelt der Flohkreb temporäre Kleingewässer, Seen, Bäche, Flüsse und Ströme und ernährt sich omnivor. Gegenüber den anderen Gammaridenarten hat er zudem den Konkurrenzvorteil einer frühen Geschlechtsreife und hohen Reproduktionsrate.

Im Zeitraum von 1998 bis 2000 erlitt der xenobiotische Flohkreb *Gammarus tigrinus* in Mittel- und Oberelbe dann das gleiche Schicksal wie die ursprünglich indigenen Gammariden-Arten. Synchron mit der Invasion des neu eingeschleppten pontokaspischen Gammariden *Dikerogammarus villosus* dünnte sich die „ursprüngliche“ Neozoenpopulation aus und ist oberhalb der Staustufe Geesthacht seit Anfang 2000 nahezu verschwunden (KRIEG 2002).

Das Neozoon *Dikerogammarus villosus* ernährt sich vorwiegend räuberisch. Nach HAAS (2002) nimmt die Art innerhalb der Trophie die Stellung eines Top-Konsumenten auf der Stufe der Fische ein - repräsentiert sozusagen den „Wolf im Schafspelz“ unter den Amphipoden. Beutetiere, so weit bekannt, sind juvenile und adulte Gammariden, speziell jener *Gammarus tigrinus*, aber genauso Isopoden, Turbellarien und Oligochäten, wobei der Räuber auch das Neozoon *Corophium curvispinum* dezimiert (dazu nachfolgend). Aufgrund seines räuberischen Nahrungserwerbs nimmt *D. villosus* gegenwärtig als größte Amphipodenart in Mittel- und Oberelbe eine zentrale Stellung innerhalb der Gemeinschaftsstruktur ein; das trifft ebenso auf Rhein und Weser zu. Das Tier besiedelt sowohl Fließgewässer als auch Seen; darüber hinaus ist es, analog den meisten Neozoen, thermophil und halotolerant. In den Ästuaren der genannten Flüsse ist der Flohkreb zwar präsent, allerdings nur rezident. Möglicherweise hemmen (primär) Tidehub und starke Strömung sowie ansteigender Salzgehalt, obwohl als Brackwasserart beschrieben (VAN DER VELDE et al. 2000), seine weitere Ausbreitung in den norddeutschen Ästuaren.

Der Schlickkreb *Corophium curvispinum* gilt als der einzige limnische Vertreter innerhalb der halophilen Familie der Corophiidae; Ursprung dennoch pontokaspisches Becken. Bis Anfang des 20. Jahrhunderts war der Kleinkreb in der limnischen Tideelbe abundant (SCHLIENZ 1923). In den folgenden Dekaden blieb der Amphipode verschollen. Anfang der 90-er Jahre tauchte er in der Elbe wieder auf, als charakteristisches Besiedlungselement der Schüttsteinböschungen (KRIEG 1995, 1996a+b, 2002). Etwa zeitgleich besiedelte der Schlickkreb die Weser. Zu Massenentwicklungen kam es aber weder dort noch in der Elbe. Dies „Schicksal“ ereilte den Rhein (HAAS 2002). Von ca. 1990 bis 1995 überwucherte *C. curvispinum* mit seinen Gespinnströhen die besiedelbaren Stein- und Schotteroberflächen im gesamten schiffbaren Rhein. Zunächst kam es zum Einbruch, dann zur Verdrängung der Dreikantmuschel-Populationen (besiedelbare Hartsubstrate als limitierender Faktor). 1996 endete die Phase der interspezifischen Konkurrenz zwischen den beiden Neozoen *Dreissena polymorpha* und *C. curvispinum*. Mit seiner Einwanderung 1995 übernahm der invasive Flohkreb *Dikerogammarus villosus* nun „die Regie“. So wie der Predator in der Mittel- und Oberelbe

Gammarus tigrinus dezimierte, wählte er im Rhein bevorzugt *C. curvispinum* als Beuteobjekt. Diese rein neozoische Räuber-Beute-Beziehung führte zur Freisetzung der überwucherten Hartsubstrate. Davon profitierten sowohl heimische Arten, wie *Ancylus fluviatilis* (Gastropoda), erneut auch die Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* und die neu eingewanderte Art *Jaera istri* (Isopoda).

Der Schlickkrebs lebt in stehenden und fließenden Gewässern. Strömung ist von Vorteil, da sie den Transport seiner Baumaterialien (Schlick, Schwebstoffe) und Nahrung (Algen) gewährleistet (VAN DER VELDE et al. 1998). Das Krebschen ist halotolerant; dringt in der Tideelbe ins Oligohalinikum vor (KRIEG 1996b) und tritt damit in Konkurrenz mit den ästuarspezifischen Brackwasserarten, wie *Corophium multisetosum* und *Corophium volutator*.

Die Asiatischen Körbchenmuscheln *Corbicula* spp. stammen vermutlich aus SO-Asien oder afrikanischen Verbreitungsgebieten. Über den Umweg Nordamerika fanden sie in den 1980-er Jahren den Weg nach Europa (KINZELBACH 1991, TITTIZER et al. 2000, GLÖER & MEIER-BROOK 2003). Gegenwärtig werden mit *C. fluminalis* und *C. fluminea* zwei Arten beschrieben. Allerdings haben molekularbiologische Untersuchungen komplexe genetische Beziehungen aufgedeckt. Deshalb wird im Folgenden nicht zwischen den „Arten“ differenziert, zumal deren Milieuanprüche bzw. traits doch ähnlich sind.

1984 wurde Körbchenmuscheln erstmals in der Weser entdeckt (DEN HARTOG et al. 1992), im Mittel- und Oberrhein ab 1990 und 1991 (TITTIZER et al. 2000) und 1997 in der Mittelbe (SCHÖLL 1998). Anfang 2000 wurden sie auch unterhalb der Staustufe Geesthacht in der oberen limnischen Tideelbe nachgewiesen (KRIEG 2000). Im gesamten schiffbaren Rhein sind die Individuenzahlen von *Corbicula* seit 1993 (zwei Jahre nach der Einwanderung) explosionsartig angestiegen, zum Nachteil der bereits etablierten *Dreissena polymorpha* (Abundanz $\downarrow\downarrow$, Biomasse $\downarrow\downarrow$). Mittlerweile zählen die invasiven Körbchenmuscheln, zusammen mit weiteren Neozoen, v.a. *Corophium curvispinum*, *Dikerogammarus villosus*, zu den (eu-) dominanten Rhein-Arten. Eine vergleichbare Massenentwicklung von *Corbicula* ist in Elbe und Weser nicht eingetreten, jedoch entwickeln sich in der Weser die Individuenzahlen aktuell deutlich nach oben - im Gegensatz zur Elbe. Vergleichszahlen limnische Weser vs. obere limnische Tideelbe wie 10^2 Ind. – 10^3 Ind./m² vs. 10^1 Ind./m² bzw. Einzelfunde (KRIEG unveröff.).

Bezüglich der Halinität wird *C. fluminalis* als salztolerante Brackwasserart beschrieben. Die Schwesterart *C. fluminea* soll dagegen limnisch sein. Dem widersprechen allerdings verbürgte Salztoleranzen letzterer bis zu 18‰ (MEISTER 1997, McMAHON 2000). Nach HAAS (2002) bietet der schiffbare Rhein darüber hinaus beiden „Arten“ einen syntopen Lebensraum. Hier besteht also noch Aufklärungsbedarf. Bestätigt ist hingegen ihr Vorkommen auch in Stillwasserbereichen und Seen; außerdem ist *Corbicula*, wie viele Neozoen, thermophil und gegen Sauerstoffdefizite tolerant (< 40% Sättigung; McMAHON 1991).

Aufgrund der obigen Fallbeispiele und der vorstehenden Beurteilung, ist es plausibel, Neozoen im Rahmen einer Bewertung als Störungsindikatoren zu definieren. Dies v.a. unter der Annahme das eine erfolgreiche Einbürgerung und Etablierung in gestörten Gewässerbiozöten nicht nur erleichtert, sondern im Gegenteil, u.U. noch gefördert, z. B. infolge von Veränderung von Ökosystem-Eigenschaften durch vorangegangene anthropogene Einwirkung. Mit der Störung einer Biozönose ist eine hohe Entwicklungsdynamik verbunden (Sukzession in neue Richtungen). Störungen, v.a. Abwässer, Schifffahrt, wasserbauliche Eingriffe, Baggerbetrieb, nehmen in den

anthropogen veränderten Fließgewässern eine vorrangige Stellung ein. Für den Flohkrebs *Gammarus tigrinus* war die Belastung der Werra durch Abraum des Kalibergbaus das entsprechende „Schlupfloch“. Die gleiche Art wurde, wie bspw. auch die Neozoen *Corophium curvispinum* oder die Körbchenmuschel *Corbicula* spp., offensichtlich durch die „Sandoz-Katastrophe“ im Rhein ebenfalls erheblich begünstigt (KINZELBACH 1987; vgl. TITTIZER et al. 1990).

In den tideoffenen, brackigen Flussmündungen wird der Eintritt der Neozoen in zweierlei Hinsicht erleichtert: Einerseits ein passendes Milieu, da sie den abiotischen Rahmenbedingungen bestens angepasst und i.d.R. durch entsprechende osmoregulatorische Fähigkeiten ausgezeichnet sind, andererseits ist das Brackwasser für die Bodenfauna natürlicherweise eine Verarmungszone (REMANE & SCHLIEPER 1958). Da die ursprüngliche wirbellose Brackwasserzönose, insbesondere die genuinen Arten (vgl. REMANE 1969), bereits durch zivilisatorische Eingriffe stark vorgeschädigt ist (s. MICHAELIS 1994), verdrängen die Neozoen die indigene Restfauna und besetzen deren ökologische Nischen bzw. Planstellen.

Demzufolge sind solche Neozoen begünstigt, die vom strukturellen Potenzial oder vom ökophysiologischen Potenzial, ggf. ihrer Euryökie, besondere Voraussetzungen mitbringen. Vom Reproduktionsmodus her sind r- Strategen und Opportunisten erfolgreich, bspw. wie alle neu eingebürgerten Schnecken (GLÖER 2002) und Amphipoden (GOLLASCH 1998). Ihre im Herkunftssystem entwickelte Ausstattung geht als Präadaptation in einen neuen Selektionsprozess ein und wird mehr oder weniger erfolgreich sein. Zufällig gegebene Präadaptation auf dominierende, stark selektierende Umweltfaktoren erleichtert die Ansiedlung, z. B. sind thermophile und halotolerante Arten in den entsprechend belasteten Flüssen Mitteleuropas begünstigt. Kriterien, die die meisten aquatischen Neozoen erfüllen.

Gemäß unserer Einschätzung werden die Neozoen während der Einbürgerungsphase wegen fehlender Typspezifität (und mangelnde Zonierung) sowie weitest gestreuter, ökologischer Ansprüche (Euryökie) mit dem (niedrigsten) eco-Wert = 1 belegt. Normalerweise sind Neozoen opportunistische r-Strategen, Generalisten, Ubiquisten und Zeigerarten für Gewässerdegradation. Darüber hinaus können heimische Arten aus deren Habitat verdrängt und in der Folge deren Planstelle besetzt werden. Diese Bewertung wird auch mit der Etablierung, nach 25 Jahren, aufrecht erhalten, solange die Aut- und Synökologie noch ungeklärt ist. Eine Konsequenz, die sich aus dem Vorsorgeprinzip ergibt. Liegen mittlerweile ausreichend abgesicherte Informationen zur Ökologie² des Einwanderers vor, wird die Art nach der Etablierung neu bewertet. Wie die Praxis jedoch zeigt, bleibt die Indizierung, der eco-Wert häufig unverändert (s. Tabelle Neozoa im Anhang). Eine Stringenz, die sich aus mangelnder Typspezifität und Euryökie vieler Neozoen ableitet – eine unspezifische Art bleibt eine „Allerweltsart“.

Diese Vorgehensweise, die Indizierung geht konform mit der Einstufung/Bewertung der Neozoen gemäß Potamontypindex (= PTI; s. dazu SCHÖLL & HAYBACH 2001, SCHÖLL et al. 2005).

Auch mit Blick auf den fließgewässertypischen „Deutschen Fauna-Index“ (s. deutsches Standardverfahren zur Fließgewässerbewertung PERLODES) ergeben sich bezüglich der Behandlung der Neozoen keine Widersprüche. Im Gegenteil: Alle Neozoen werden ausnahmslos und unabhängig

² v.a. "species traits", eine Einstufung auf Grundlage der Erfahrungswerte von Experten

von dem Grad der Etablierung mit $< -2 >$, sprich am schlechtesten bewertet – unabhängig vom Fließgewässertyp. Neozoen sind danach charakteristisch für jede Form der Gewässer-Degradation.

Gemäß Deutscher Fauna-Index = Indexklasse $< -2 >$. Definition der Klasse:

- Taxa mit einer sehr engen Bindung an Habitate bzw. Strukturelemente, die für degradierte Bedingungen in einem Gewässertyp charakteristisch sind (vorzugsweise statistisch belegt, zusätzlich Erfahrungswerte)
- Taxa mit einem eindeutigen Vorkommensschwerpunkt in gewässermorphologisch degradierten Abschnitten (vorzugsweise statistisch belegt, zusätzlich Erfahrungswerte)
- Taxa, die in dem in Frage stehenden Gewässertyp stark veränderte hydraulische Bedingungen (z.B. Effekte von Stau und Restwasser) und/oder Potamalisierung/Rhithralisierung anzeigen.

4.2 Alpha-Diversität und „Mittlere Taxazahl“ (MAZ), Anzahl Großtaxagruppen (NGT)

Alpha-Diversität

Zur Beschreibung der Artenvielfalt in einer Lebensgemeinschaft gibt es eine Reihe unterschiedlicher Indices (z.B. MAGURRAN 2004). Der sehr häufig verwendete Shannon-Index (Hs) wurde im Rahmen der Entwicklung des AeTV – anders als im oben kurz skizzierten M-AMBI - nicht verwendet (KRIEG 2006). Der Hs-Wert erhöht sich mit steigender Artenvielfalt, aber auch mit zunehmender Gleichmäßigkeit der Arten-Abundanzen. Der „Hs_max“ bezogen auf eine gegebene Artenzahl ergibt sich bei hypothetisch gleicher Abundanz aller Taxa. In ästuarinen Lebensräumen ist aufgrund der ganz eigenen abiotischen Bedingungen eine Gleichverteilung der Individuen auf die einzelnen Arten unwahrscheinlich und daher a priori kein Qualitätsmerkmal einer ästuarinen Wirbelosengemeinschaft.

Bereits FISHER et al. (1943) postulierte, dass keine Lebensgemeinschaft existiert, in der alle Arten gleichhäufig vorkommen. Vor diesem Hintergrund wurde im Rahmen des AeTV die Alpha-Diversität nach FISHER et al. (1943) als ein geeignetes Maß zur Bewertung der Diversität ästuariner Benthoslebensgemeinschaften betrachtet (s.o. Kap. 3). Der Index soll in gewisser Weise die (überwiegend) typische Abundanzverteilung mit wenigen sehr individuenreichen Taxa bzw. Taxagruppen und einer deutlichen Mehrzahl deutlich individuen schwächerer Taxa berücksichtigen. Die Alpha-Diversität nach Fisher (ADF) basiert letztlich auf zwei Variablen: 1. Anzahl der Taxa (S) und 2. der Gesamtindividuenzahl (N) in einer Probe (bzw. an einer Messstelle). Die ADF berechnet sich wie folgt:

$$\hat{\alpha} = \frac{N(1 - x)}{x}$$

wobei N = die Abundanzsumme (im Rahmen des AeTV wird die auf Ind./m² standardisierte Gesamtabundanz über Aufsummierung der einzelnen Stationswerte einer Messstelle zur Beschreibung des Parameter N verwendet, $N = n_1 + n_2 + n_3 + \dots + n_n$).

X ist ein (messstellenspezifischer) Schätzwert, der in Abhängigkeit des Quotienten aus Gesamttaxazahl und Gesamtabundanz (S/N) Werte zwischen 0 und 1 annehmen kann (s. Gleichung unten). Je kleiner S/N und je größer X, je geringer wird der resultierende $\hat{\alpha}$ -Wert und umgekehrt.

Bei den im Ästuar zu erwartenden Abundanzverteilungen ist i.d.R. immer mit Werten von $x > 0,99$ zu rechnen.

$$\frac{S}{N} = \frac{1 - x}{x} [-\log_e(1 - x)]$$

Die Alpha-Diversität scheint v.a. dann geeignet, wenn das Arten-Abundanzgefälle einer „log series-Verteilung“ entspricht. Abb. 4 zeigt eine Übersicht über verschiedene Verteilungsformen. Am Beispiel von zwei Datensätzen aus der Elbe wird ersichtlich, dass das Arten-Abundanzgefälle, nicht vollständig, aber annähernd einer „log series-Verteilung“ entspricht (Abb. 4). U.a. TAYLOR (1978)

kam nach verschiedenen Analysen zu dem Schluss, dass die Anwendung der Alpha-Diversität auch dann sinnvoll sein kann, wenn die „log series-Verteilung“ nicht der beste Deskriptor des zugrunde liegenden Arten-Abundanz-Musters ist.

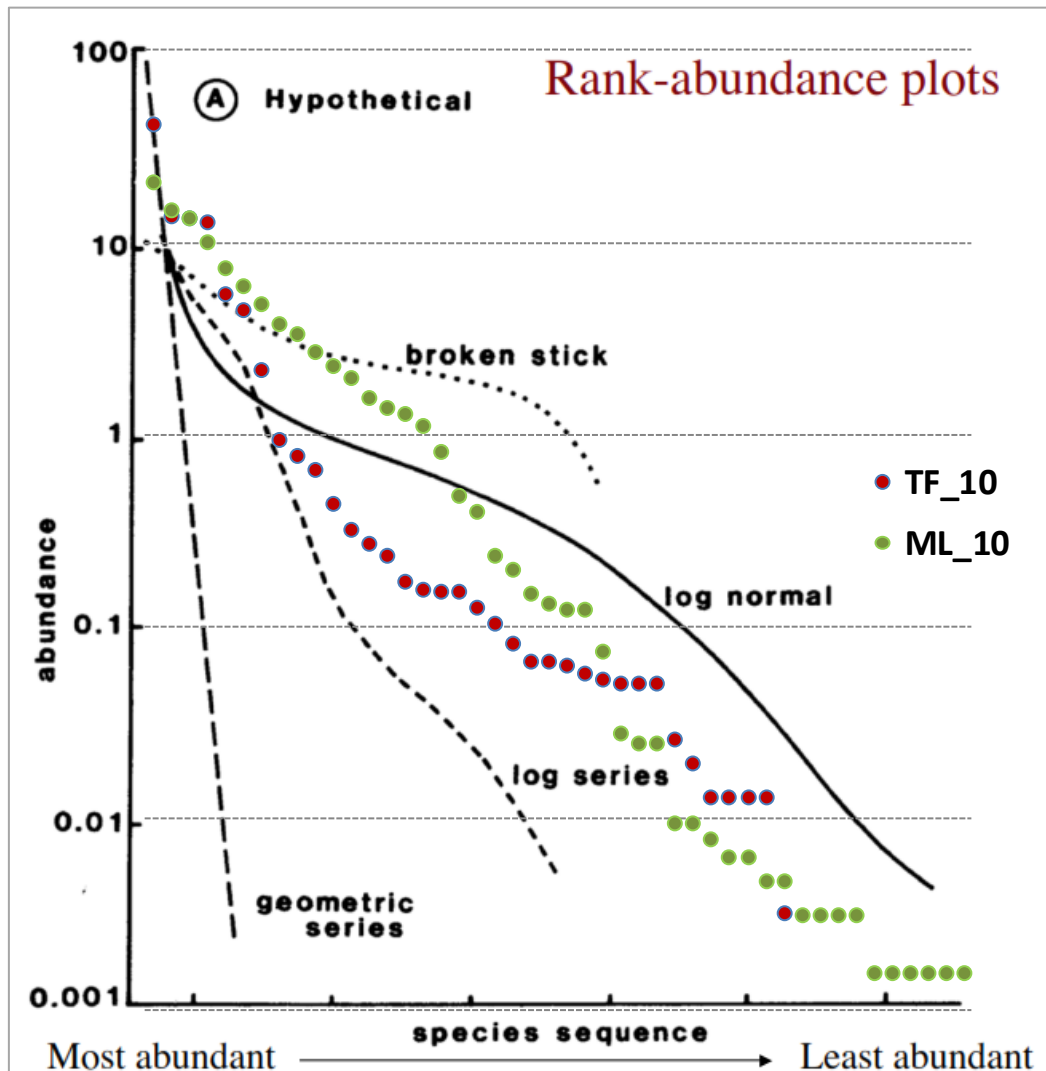


Abb. 4: Arten-Abundanz-Modelle (Bild nach MAGURRAN 2004). Beispielhaft eingefügt Arten-Abundanzverteilung auf der Grundlage von Elbe-Daten (Typ 22.3) aus 2010 (KRIEG 2011). Abundance = rel. Abundanz (%). ML = Mühlenberger Loch, TF = Fährmannssander Watt.

Allerdings sei in diesem Zusammenhang auf gewisse Schwächen des Diversitätsindex angemerkt. Der ADF liefert nicht in jedem Fall plausible Werte. So erreicht die Alpha-Diversität z.B. bei einer hypothetisch angenommenen Gesamtaxazahl von $S = 50$ und einer Gesamtabundanz von $N = 10.000 \text{ Ind./m}^2$ einen ADF-Wert von $\alpha = 7$. Reduziert man die Gesamtabundanz hypothetisch auf 100 Ind./m^2 , also um den Faktor 100, bei gleichbleibender Taxazahl erhält man mit ADF $\alpha = 40,85$ einen deutlich höheren Diversitätswert. Dieser formale Befund liegt darin begründet, das $Q_{S/N}$ im letzteren Fall geringer und damit zu einem steigenden ADF-Wert führt. Aus Sicht einer erforderlichen Bewertung ist eine Aufwertung durch die geringere Abundanz fachlich nicht sinnvoll. Anders als der Shannon-Index reagiert der die ADF zwar nicht auf eine Ungleichverteilung der Arten

„negativ“, aber er ist dennoch abhängig vom Verhältnis von Taxazahl und Abundanz. Steigt die Gesamtabundanz, „muss“ auch die Taxazahl ansteigen um den ADF-Wert nicht zu verringern.

Die Verwendung der ADF als Parameter zur Bewertung der ökologischen Qualität ist aus folgenden Gründen eingeschränkt sinnvoll:

- Die Wahrscheinlichkeit, dass der Kennwert N (Abundanzsumme einer Anzahl von Teilproben), der zwangsläufig mit der Anzahl der Teilproben zunimmt, deutlicher ansteigt als der Kennwert Taxazahl und damit zu kleineren ADF-Werten führt ist hoch.
- der ADF-Wert wird also bei angenommen konstantem S und steigendem N kleiner. Insofern ist die ADF auch abhängig vom Untersuchungsumfang. Während wahrscheinlich ist, dass in ästuarinen Lebensräumen die Taxazahl ab einer bestimmten Probenanzahl nicht mehr oder kaum noch steigt, gilt dies für die Abundanzsumme nicht.
- eine geringere Besiedlungsdichte ,N' bei identischem ,S' ist per se kein Qualitätsmerkmal an sich.

Die oben benannten Hinweise zum ADF verdeutlichen sich in Abb. 5. Veranschaulicht sind die im Rahmen des AeTV definierten Klassengrenzen der ADF-Werte für den Gewässertyp 22.3. So signalisiert $\alpha = >12,7$ den sehr guten Zustand, $\alpha = >9,3$ (gut) $\alpha = >5,3$ (mäßig) und $\alpha = >2,81$ eine unbefriedigende ökologische Qualität. Dargestellt sind beispielhaft die Kennwert-Konstellationen (S und N) in Bezug auf die Grenzwerte der ökologischen Qualitätsklassen.

Die Ergebnisse zeigen, dass bereits bei einer vergleichsweise geringen Taxazahl von ca. 28 und einer ebenfalls geringen Abundanzsumme (N) von 100 Ind. ein ADF-Wert von 12,7 (sehr gut) erreicht wird. Wenn dagegen bei gleicher Taxazahl (S = 28) N >5.000 Ind. beträgt, ergibt sich ein α von $\geq 2,81$ (unbefriedigend).

Folgt man z.B. der „ $\alpha = >12,7$ -Linie“ verdeutlicht sich die Abhängigkeit vom Verhältnis zwischen N und S. Je umfangreicher ein Untersuchungsbereich besiedelt ist, je höher müsste auch die Taxazahl sein, um nicht in eine schlechtere Qualitätsklasse „abzurutschen“. Insbesondere bleibt sehr fraglich, ob eine geringere Taxazahl und geringere Abundanzsumme eine höhere ökologische Qualität widerspiegelt als eine mäßig hohe Taxazahl und eine hohe Abundanzsumme, z.B.:

- S = 28 und N = 500; $\alpha = 12,7$ („sehr gut“)
- S = 44 und N = 20000; $\alpha = 5,3$ („mäßig“)

Abb. 5 zeigt am Beispiel hypothetischer S und N-Werte den Verlauf der im Rahmen des AeTV definierten ADF-Klassengrenzen für „sehr gut“ – „unbefriedigend“.

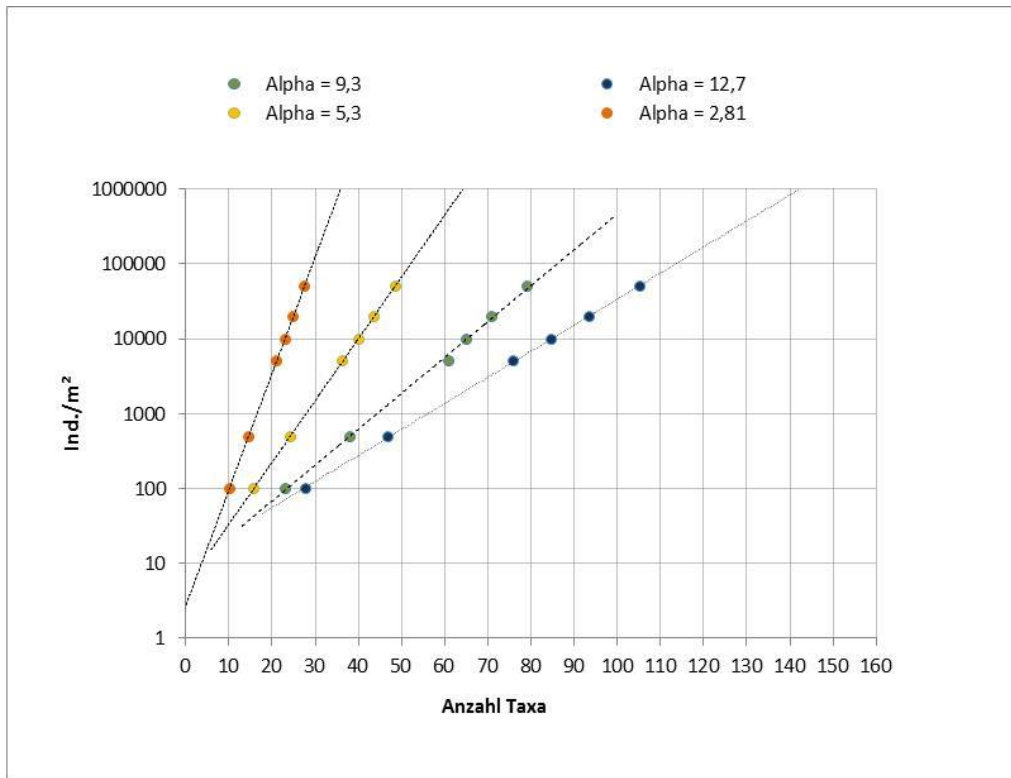


Abb. 5: Verlauf der ADF-Klassengrenzen für den Gewässertyp 22.3 (sehr gut = >12,7, gut =>9,3, mäßig => 5,3, unbefriedigend => 2,81) in Abhängigkeit von Taxazahl (S) und Abundanzsumme (N). Zur Definition der Klassengrenzen u.a. KRIEG (2006)

Zusammenfassung:

- Bei konstantem Quotienten S/N verringert sich der Schätzer x , sodass α bei steigenden N größer wird, ansonsten wird ein hohes N eher negativ bewertet.
- Eine sehr hohe Abundanzsumme (N) kann bei konstantem S (je nach zugrunde liegender Hypothese) zu einer „falsch negativen Bewertung“ führen, d.h. der ADF signalisiert bei steigender Abundanz eine schlechtere Qualität, die - je nach zugrunde liegender Hypothese zur Beschreibung der Umweltqualität - fachlich u.U. nicht zu begründen ist.
- Eine sehr geringe Abundanzsumme (N) kann bei konstantem S (je nach zugrunde liegender Hypothese) zu einer „falsch positiven Bewertung“ führen, d.h. der ADF signalisiert bei sinkender Abundanz eine bessere Qualität, die fachlich u.U. nicht zu begründen ist.

Lösungsmöglichkeiten

Folgende Ansätze könnten die oben genannten Probleme, die mit der Nutzung der ADF im Rahmen der WRRL-Bewertung verbunden sind dämpfen oder vermeiden:

- (1) „Deckelung“ der Abundanzsumme (Definition eines festgelegten Höchstwertes). In diesem Fall führt ein Anstieg der Individuenzahl über den festgelegten Höchstwert nicht zwangsläufig zu einer Verringerung des ADF-Wertes. Allerdings bleibt eine „Interpretationsschwierigkeit“ unterhalb der festgelegten Abundanzsumme bestehen (siehe Beispiel in Abb. 6).

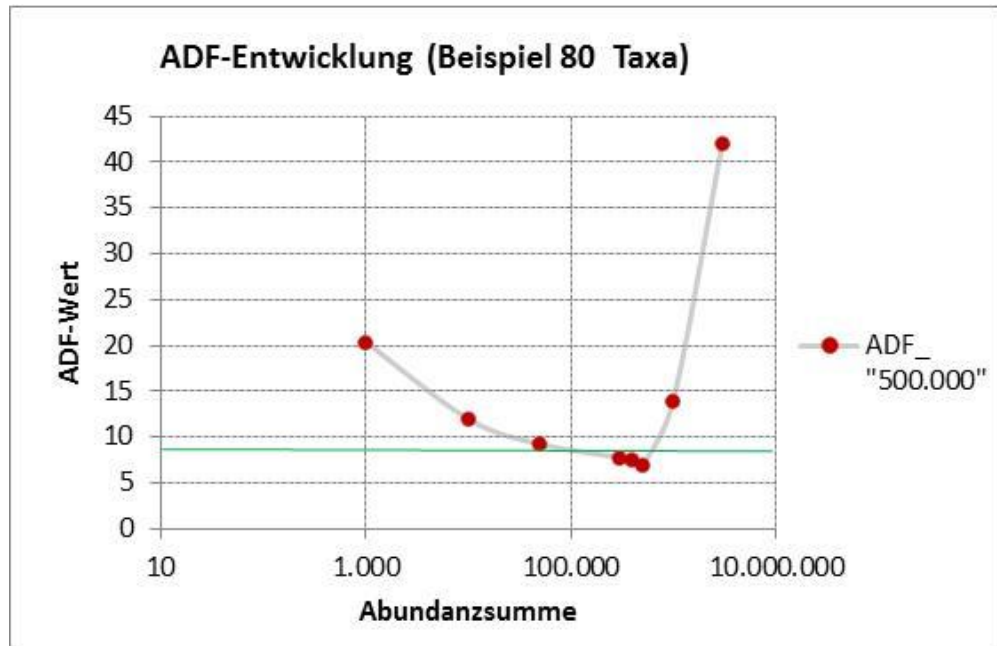


Abb. 6: ADF-Werte für verschiedene beispielhafte Abundanzsummen, dargestellt für eine konstante Taxazahl (80). Ab „Abundanzsumme 500.000“ erfolgt keine Anpassung des x-Wertes mehr, insofern erfolgt ein Anstieg der ADF bei $N > 500.000$. Grün: ADF-Grenze zur Qualitätsklasse „gut“, nach AeTV Gewässertyp 22.3 (z.B. KRIEG 2006)

- (2) N nicht auf m^2 standardisieren, sondern die Individuenzahlen (Ind. CpUE) je Greifer bzw. Stechrohr verwenden. Dies minimiert einen gewissen Fehler über die Hochrechnung der Abundanzen auf Ind./ m^2 . In Ergänzung sollte nicht die Gesamttaxazahl (S) einer Messstelle in die Berechnung einfließen, sondern analog der Abundanzsumme eine „Taxasumme“ (S_{sum}). Die Taxasumme ergäbe sich also wie N aus einer Addition der Teilprobenergebnisse ($S_{sum} = S_{Tp1} + S_{Tp2} + \dots S_{Tpn}$). Dies hätte den Vorteil, dass S als „ S_{sum} “ ebenfalls immer mit der Anzahl der Teilproben ansteigt. Die oben genannte hohe Wahrscheinlichkeit bzw. Zwangsläufigkeit einer mit steigendem N (bei „Plateauphase“ Gesamttaxazahl) sinkendem ADF-Wert wäre gedämpft (vgl. Abb. 5 & Abb. 6).
- (3) „ N anders definieren“ (hier präferiert): Die Abundanzsumme (N) ergibt sich bei diesem Vorschlag aus der Differenz zwischen einem festgelegtem typspezifischem Referenzwert und der aktuellen Abundanzsumme („ N -Äquivalent“ = N_{aeq}). N_{aeq} wird mit zunehmender Abundanzsumme (N) kleiner (s. Abb. 7 linkes Bild) und ergibt damit einen höheren Quotienten (S/N_{aeq}). Eine solche „Konfiguration“ vermeidet eine negative Bewertung steigender Abundanzen bis zum eingestellten Referenzwert. In Lebensräumen mit typischerweise hohen Besiedlungsdichten steigt der so modifizierte ADF auch mit zunehmendem N_{aeq} (unabhängig von S), wobei aber der Parameter S den ADF-Wert stärker beeinflusst als N . Hohe ADF-Werte würden bei hoher Artenzahl und referenztypischer (hoher) Besiedlungsdichte erreicht. Vor dem Hintergrund der vorliegenden Daten aus der Weser und Elbe wird die Abundanzsumme (bezogen auf 8 Probenahmeeinheiten) auf 2.500.000 Individuen/8 Probenahmeeinheiten (s. Kap. 3.3) festgelegt. Dies entspricht in etwa dem Maximalwert (2.472.700 Ind.) der von KRIEG (2010) im OWK Ost der Tideelbe im Untersuchungsjahr 2010 festgestellt wurde. Falls mehr oder weniger intensiv beprobt wird, sollte entweder der Referenzwert verändert oder die tatsächlich festgestellte Abundanzsumme auf 8 Pro-

benahmeeinheiten standardisiert werden ($\Sigma \text{Abundanz}/n \cdot 8$). Wird der eingestellte Referenzwert Gesamtbesiedlungsdichte überschritten, steigt der ADF-Wert nicht mehr, sondern wird abhängig vom Maß der Überschreitung wieder geringer. Untypische extreme Massentwicklungen einzelner Arten würden also nicht zwangsläufig mehr positiv bewertet. N_{aeq} wird wie folgt definiert:

(1) $N_{\text{aeq}} = [(\ln N_{\text{Ref}} - \ln N_i) + 1] \cdot K$, wobei

N_{Ref} = gewässertypspezifische Abundanzsumme (hier als 2.500.000 definiert; bleibt konstant)

N_i = Abundanzsumme Untersuchungsgebiet

K = Konstante (hier 10^3), da Voraussetzung $N_{\text{aeq}} > S$

(2) N_{aeq} ersetzt N im Berechnungsansatz der α – Diversität nach Fisher (s.o.)

Wie oben beschrieben ergibt sich N_{aeq} aus der Differenz der (fachlich gesetzten) Referenzabundanzsumme (Gesamtbesiedlung) und aus der Abundanzsumme einer Messstelle (N). Durch Logarithmieren der Abundanzwerte erfolgt eine weniger starke Gewichtung dieses Parameters bei der Berechnung der ADF. Der Ansatz $(N_{\text{Ref}} - N_i)$ könnte theoretisch zu einem Quotienten $S/N_{\text{aeq}} > 1$ (= formal mehr Arten als Individuen) führen; dies ist zum einen inhaltlich unsinnig und zum anderen ist α dann auch nicht berechenbar. Daher ist die Einsetzung einer Konstanten (hier 10^3) erforderlich, um die Voraussetzung dass N_{aeq} nicht $\geq S$ (wenn z.B. $N_i = N_{\text{Ref}}$) zu erfüllen.

Abb. 7 zeigt am Beispiel hypothetischer S und N -Werte den Verlauf der im Rahmen AeTV definierten ADF-Klassengrenzen für sehr gut – unbefriedigend auf der Basis des modifizierten Berechnungsansatzes für ADF. Im Vergleich zur regulären ADF-Berechnung (s.o.) erscheint der modifizierte Ansatz plausibler, da vor dem Hintergrund der im Rahmen des AeTV definierten Klassengrenzen (vgl. KRIEG 2006) die Klasse „sehr gut“ erst ab einer Gesamttaxazahl von etwa 60 und einer mehr oder weniger der Referenz entsprechenden Abundanzsumme realisiert wird. Liegt die Abundanzsumme sehr deutlich unterhalb des Referenzwertes müsste die Artenzahl ansteigen, um die Klasse „sehr gut“ zu erreichen (vgl. Abb. 7, rechtes Bild). Unter bestimmten Bedingungen würde die Klasse „sehr gut“ über die reguläre ADF-Berechnung bereits bei < 30 Arten und einer geringen Abundanzsumme erreicht (vgl. Abb. 5).

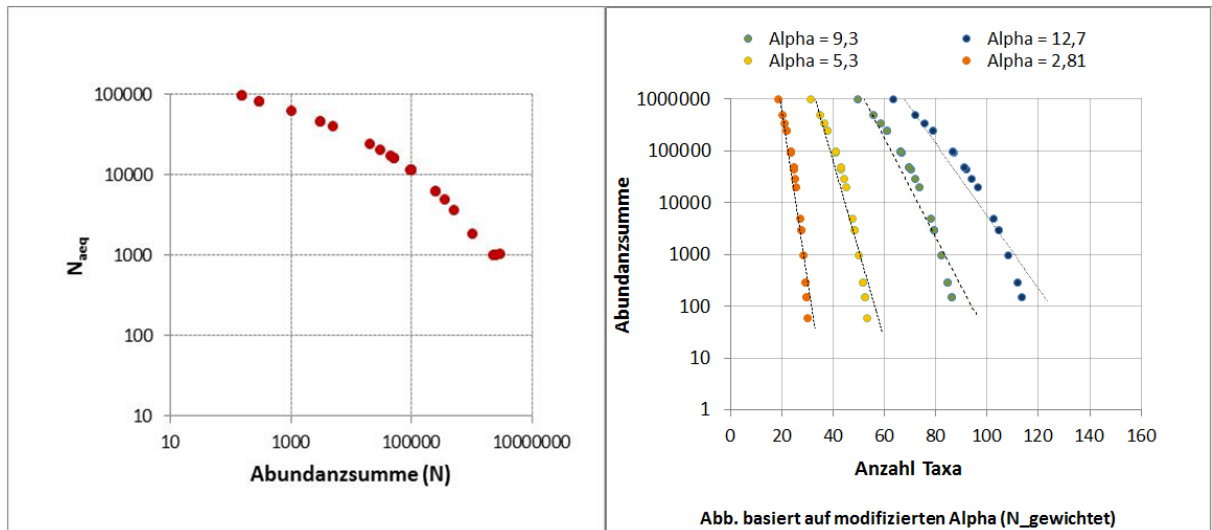


Abb. 7: Zusammenhang zwischen Abundanzsumme (N) und N_{aeq} (Bild rechts). Verlauf der ADF-Klassengrenzen für den Gewässertyp 22.3 (sehr gut = >12,7, gut =>9,3, mäßig => 5,3, unbefriedigend => 2,81) in Abhängigkeit von Taxazahl und Abundanzsumme und Nutzung N_{aeq} statt N. Zur Definition der Klassengrenzen u.a. KRIEG (2006).

Abb. 8 zeigt einen Vergleich der ADF-Werte (Berechnung nach AeTV, „Abundanzsumme gedeckelt“) vs. ADF_modifiziert. Es wird deutlich, dass bei konstanter Taxazahl der ADF (bei 500.000 Ind. gedeckelt) einen z.T. schwierig zu interpretierenden Verlauf nimmt. Der „ADF_mod“ nimmt dagegen mit steigender Abundanz moderat zu. Unter der bereits oben angemerkten Voraussetzung, dass neben der Taxazahl auch eine höhere Besiedlungsdichte (bis zum Referenzwert) als Qualitätsmerkmal einer diversen Besiedlung angesehen wird, erscheint der „ADF_mod“, d.h. ADF berechnet auf der Grundlage von N_{aeq} (s.o.), eindeutiger interpretierbar.

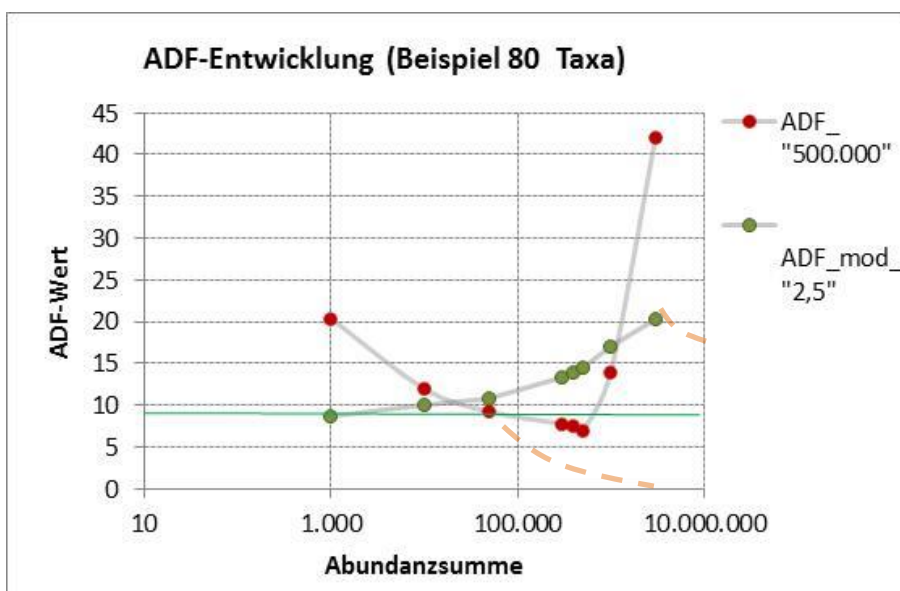


Abb. 8: Vergleich ADF-Werte (ADF vs. ADF_mod) auf der Grundlage verschiedener beispielhaft ausgewählter Abundanzsummen, dargestellt für eine konstante Taxazahl (80). Für „ADF_500.000“ erfolgt ab „Abundanzsumme 500.000“ keine Anpassung des x-Wertes mehr. Für „ADF_mod_2,5“ ist N_{Ref} = 2.500.000 definiert. Grün: ADF-Grenze zur Qualitätsklasse „gut“, nach AeTV Gewässertyp 22.3 (z.B. KRIEG 2006); Orange Linie: ADF-Entwicklung ohne „Deckelung“.

Anzahl Taxa und Anzahl Großgruppen

Mittlere Taxazahl (MAZ)

Neben AeTI und ADF ist die mittlere Taxazahl (MAZ) ein dritter AeTV-Parameter, welcher bislang ebenso wie der ADF (s.o.) über „expert judgement“ in die Gesamtbewertung einfließt. Der Parameter MAZ errechnet sich dabei aus den Anzahl der eco-indizierten Arten/Taxa sowie zusätzlich der nicht eco-indizierten **Arten** aus den einzelnen Proben; höhere taxonomische Ebenen (z.B. Tubificidae oh. Haarborsten) bleiben bei der Berechnung der MAZ dagegen unberücksichtigt. Die von KRIEG (2011) für die ästuarinen Süßwasserlebensräume definierten Klassengrenzen, die sich auf Datenauswertungen aus den betreffenden Gewässertypen sowie auf Experteneinschätzungen beruhen, wurden hier unverändert übernommen (Tab. 9). Erforderlich ist allerdings - analog zum Metrik Alpha-Diversität (s.o.) - eine Anpassung der MAZ-Klassengrenzen (s. KRIEG 2011) an die EQR-Skalierung um die Bewertungsergebnisse im Rahmen der Gesamtbewertung formal einbeziehen zu können.

Tab. 9: Zuordnung der mittleren Taxazahl (MAZ) zu einer Qualitätsklasse für die ästuarinen Gewässertypen 22.3 (Ströme der Marschen) und 20 (sandgeprägter Strom). MAZ = Mittelwert/Transekt aller eco-indizierten Arten/Taxa und nicht indizierten Arten.

MAZ AETV-Klassen Typ 22.3	MAZ AETV-Klassen Typ 20	Qualitätsklasse
>30	>32	sehr gut
22 - 30	25 - 32	gut
11 - <22	13 - <25	mäßig
5 - <11	6 - <13	unbefriedigend
<5	<6	schlecht

Abb. 9 zeigt beispielhaft die ermittelten Taxazahlen auf der Ebene der Teilproben und den assoziierten Mittelwert differenziert nach Untersuchungsjahr für den Gewässertyp 22.3 (OWK-West). Die Ergebnisse verdeutlichen die interannuelle Amplitude sowie die Amplitude der Taxazahlen (Spannweite Teilproben und Mittelwert) innerhalb eines Untersuchungsbereiches (Transektbe-
probung des Hauptstroms, vgl. KRIEG 2011).

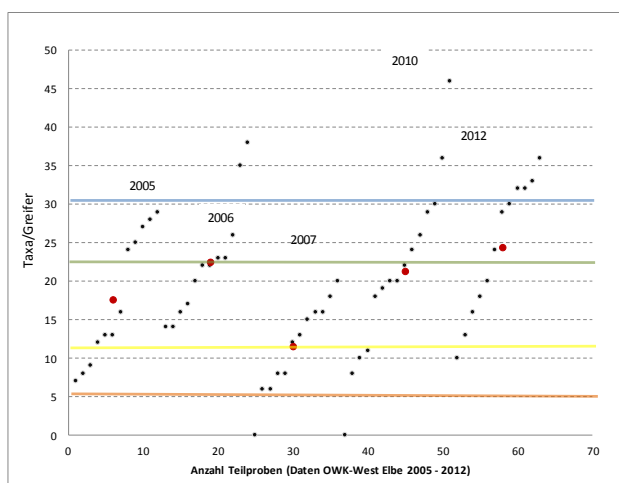


Abb. 9: Taxazahlen und Klassengrenzen (für die Mittlere Artenzahl-MAZ nach KRIEG 2011 für den Gewässertyp 22.3) je Teilprobe aus dem Zeitraum 2005 – 2012 am Beispiel OWK-West Tideelbe (Typ 22.3). Roter Punkt: Mittelwert der Ergebnisse der Teilproben/Jahr.

Berücksichtigung Anzahl Großtaxagruppen (NGT)

Im Rahmen eines fachlichen Diskurses mit der begleitenden Expertengruppe wurde es als sinnvoll angesehen, neben der Taxazahl (MAZ) auch die Vorkommen der Großtaxagruppen in die Bewertung mit einzubeziehen.

Die Anzahl der Großtaxa wird unter der Annahme in die Bewertung einbezogen, dass die Besiedlungsqualität der hier betrachteten Gewässertypen (Typen 22.3 & 20) mit steigender Taxazahl, bei gleichzeitig auch einer höheren Anzahl typischer Großtaxagruppen aus der sich die Taxa rekrutieren, ansteigt. Vor diesem Hintergrund ist es Ziel, den Parameter MAZ zusätzlich durch die Anzahl der vorkommen Großgruppen zu gewichten. Würde eine bestimmte Taxazahl z.B. nur eine taxonomische Großgruppe repräsentieren, ergäbe sich ein geringerer EQR-Wert als bei einer höheren Anzahl von Großgruppen. Im letzteren Fall wäre die taxonomische Diversität höher, was als ein Qualitätsmerkmal angesehen wird. Unseres Erachtens liegt es nahe, die taxonomische Vielfalt (Anzahl vorkommender Großgruppen) als Gewichtung der Messgröße MAZ in die Bewertung zu integrieren.

Auf der Grundlage vorliegender Untersuchungen zum Makrozoobenthos, die sich auf die Süßwasserabschnitte der Ästuare beziehen, können folgende 20 Großtaxagruppen erwartet werden (u.a. KRIEG 2006 – 2012, Tab. 10). Die Gruppen der Enchytraeiden/Propappidae/Naididae werden nicht für die Ableitung der Referenzbedingungen herangezogen, sondern zusammen mit den Tubificidae in einer Gruppe zusammengefasst.

Tab. 10: Potenzielle Großtaxagruppen in den Süßwasserabschnitten der Ästuare.

1	Cnidaria	Nesseltiere
2	Bryozoa	Moostierchen
3	Tubificidae	Wenigborster
	Propappidae	Wenigborster
	Naididae	Wenigborster
	Enchytraeidae	Enchyträen
4	Lumbriculidae	Regenwürmer
5	Turbellaria	Strudelwürmer
6	Hirudinea	Egel
7	Mysidacea	Schwebegarnelen
8	Isopoda	Asseln
9	Amphipoda	Flohkrebse
10	Decapoda	Zehnfüßige Krebse
11	Heteroptera	Wanzen
12	Odonata	Libellen
13	Diptera	Zweiflügler
14	Ephemeroptera	Eintagsfliegen
15	Plecoptera	Steinfliegen
16	Trichoptera	Köcherfliegen
17	Coleoptera	Käfer
18	Gastropoda	Schnecken
19	Bivalvia	Muscheln
20	Polychaeta	Vielborstige Würmer

Festlegung Klassengrenzen für den Parameter NGT

Die Festlegung der Klassengrenzen orientiert sich an den normativen Begriffsbestimmungen für den sehr guten – mäßigen Zustand nach Refcond 2.3. Ausgehend von einem Referenzwert (hier die maximale Anzahl der in Ästuaren typischen Großgruppen) werden die weiteren Qualitätsklassen äquidistant vom Referenzwert (N max) abgestuft. Vor diesem Hintergrund wurden die möglichen Anzahlen der GT-Gruppen log-transformiert (von NGT 1 = $\log NGT 0$ bis max. NGT 20 = $\log NGT$

1,3), dabei wird nur „presence-absence“ einer Gruppe bewertet, der Log-Wert der höchsten Anzahl der Großtaxagruppen reflektiert den höchsten Diversitätswert (vgl. auch Shannon-Wiener-Ansatz, $H'_{\max} = \log \text{Taxazahl}$). Aus der sich ergebenden Reihe also 0 – 1,3 repräsentiert das 0,86 Quantil ($\log \text{NGT} > 1,23$) eine „sehr gute“, das 0,69 Quantil ($\log \text{NGT} > 1,15$) eine „gute“, das 0,42 Quantil ($\log \text{NGT} > 0,95$) eine „mäßige“, das 0,15 Quantil ($\log \text{NGT} > 0,48$) eine „unbefriedigende“ Qualitätsklasse, das letzte Quantil ($\leq 0,48 \log \text{NGT}$) repräsentiert eine „schlechte“ Qualitätsklasse. Diese resultierenden Klassengrenzen für das Submetrik Anzahl Großtaxagruppen gelten für alle ästuarinen Gewässertypen des Süßwassers. Die Zuordnung der LOG NGT ist auch der Tabelle im Anhang zu entnehmen. Das Metrik MAZ wird durch das Submetrik NGT gewichtet, wobei der EQR_{MAZ} zu 67% und der EQR_{NGT} zu 33% in das Gesamtergebnis $\text{EQR}_{\text{MAZ}_{\text{NGT}}}$ eingehen.

4.3 Anpassung der AeTI-, ADF-, MAZ- & NGT- Klassengrenzen an die EQR-Skalierung (0 – 1)

Für die Metriks AeTI, Alpha-Diversität und MAZ ist eine Anpassung an die EQR-Skalierung (0 – 1) erforderlich. Dies erfolgt mit Ausnahme des Submetriks „Anzahl Großtaxagruppen“ (NGT) gewässertypspezifisch (22.3, 20), da die Referenzwerte für die einzelnen Qualitätsklassen jeweils unterschiedlich definiert wurden (vgl. KRIEG 2006).

AeTI

Nach Krieg (2005ff) sind die Klassengrenzen auf der Basis der AeTI-Werte nicht linear skaliert (vgl. Tab. 6 und Abb. 10). Die AeTI-Werte werden nach folgender Umrechnung zunächst an die EQR-Skala von 0 – 1 angepasst. Im Gegensatz zu den anderen Metriks reflektiert ein niedriger AeTI-Wert eine hohe ökologische Zustandsklasse.

$$\text{EQR}_{\text{AeTI}} = -0,249 \cdot \text{Aeti-Wert} + 1,249$$

Abb. 10 verdeutlicht den Zusammenhang EQR vs. AeTI-Wert („Klassisch“) grafisch.

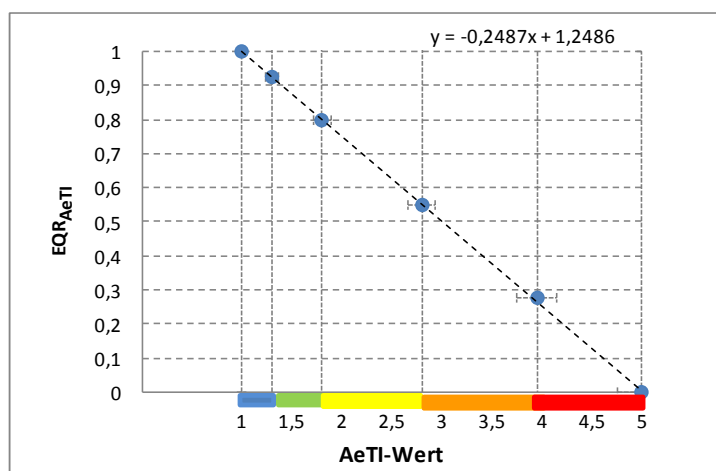
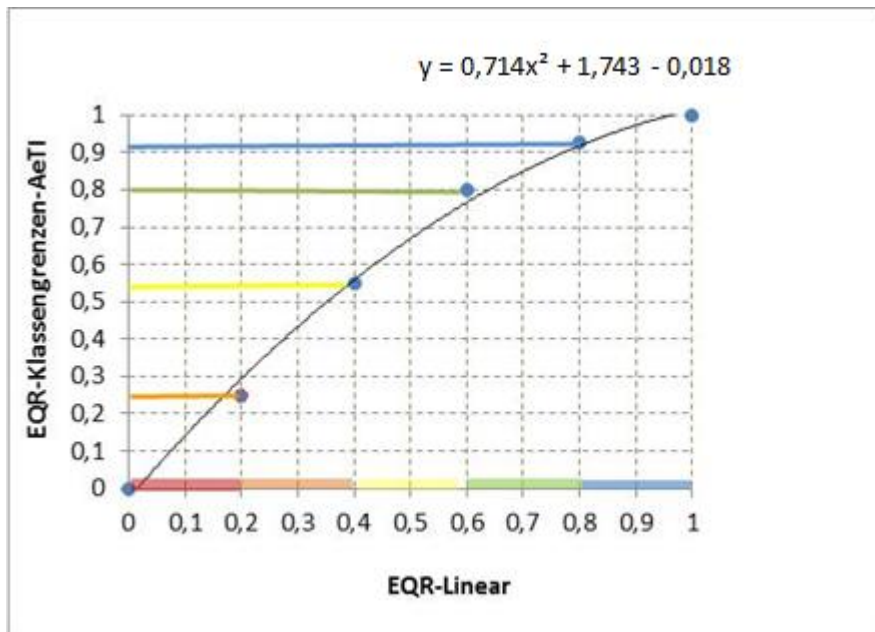


Abb. 10: Anpassung der AeTI-Klassengrenzen (AeTI „klassisch“) an die EQR-Skala (0 – 1) Klassengrenzen nach KRIEG (2006).

In einem nächsten Schritt erfolgte eine Normalisierung der nicht äquidistanten EQR-Skalierung des AeTI „klassisch“ (Abb. 10; vgl. Krieg 2005ff) auf eine 0,2-Intervall-Skalierung (Abb. 12). Dieser Schritt ist erforderlich, um eine Verrechnung mit den äquidistant skalierten EQR-Werten der Parameter MAZ und ADF zu einer Gesamtbewertung zu ermöglichen. Abb. 11 zeigt die Anpassung der EQR-Klassen des AeTI an die lineare EQR-Skalierung (0,2-Intervalle).



EQR-Klassen AeTI („klassisch“)

1	1
0,925	0,8
0,8	0,6
0,55	0,4
0,275	0,2
0	0

Abb. 11: Anpassung der nicht linear skalierten EQR-Klassengrenzen des AeTI an eine lineare 0,2-Intervall Skalierung.

ADF (α -Diversität nach Fisher)

Derzeit wird der ADF ausschließlich über „Expert judgement“ in die Bewertung einbezogen (s. Kap. 3.3). Eine formalisierte Bewertung bzw. eine Zuordnung zu einem EQR-Wert lieferte der AeTV bislang nicht. Für eine zukünftige Bewertung ist dies erforderlich. Im Rahmen des vorliegenden Projektes werden die α -Werte, auf der Grundlage der ADF-Klassengrenzen, gewässertypspezifisch (22.3, 20) an die EQR-Skala zwischen 0 – 1 angepasst. Die Zuordnung der Alpha-Diversität an die EQR-Skala erfolgt mittels der in Tab. 11 dargestellten Gleichungen. Aufgrund der nicht einheitlichen Klassenamplituden wird die EQR-Anpassung auf sektoraler Ebene, d.h. „qualitätsklassenintern“, durchgeführt.

Tab. 11: Anpassung der AeTV-Klassengrenzen für das Metrik „Alpha-Diversität“ (ADF) auf die EQR-Skala. Umrechnungsfunktion: $Y = \text{EQR}$, $x = \text{Diversitätswert}$.

α -Diversität AETV-Klassen Typ 20		EQR	Qualitätsklasse
>12,7	$y=0,0606x-0,0303$	0,8 - 1	sehr gut
9,51 - 12,7	$y=0,0627x+0,0038$	0,6 - <0,8	gut
5,61 - 9,5	$y=0,0513x+0,1123$	0,4 - <0,6	mäßig
3,11 - 5,6	$y=0,08x-0,0498$	0,2 - <0,4	unbefriedigend
0 - 3,1	$y=0,064x$	<0,2	schlecht
α -Diversität AETV-Klassen Typ 22.3		EQR	Qualitätsklasse
>12,49	$Y=0,1x-0,45$	0,8 - 1	sehr gut
9,3 - 12,49	$y=0,0557x+0,0813$	0,6 - <0,8	gut
5,31 - 9,3	$y=0,05x+0,1338$	0,4 - <0,6	mäßig
2,81 - 5,3	$y=0,08x-0,0248$	0,2 - <0,4	unbefriedigend
0 - 2,8	$y=0,071x$	<0,2	schlecht

Abb. 12 verdeutlicht die Anpassung der ADF auf die EQR-Skala grafisch, differenziert nach Gewässertyp.

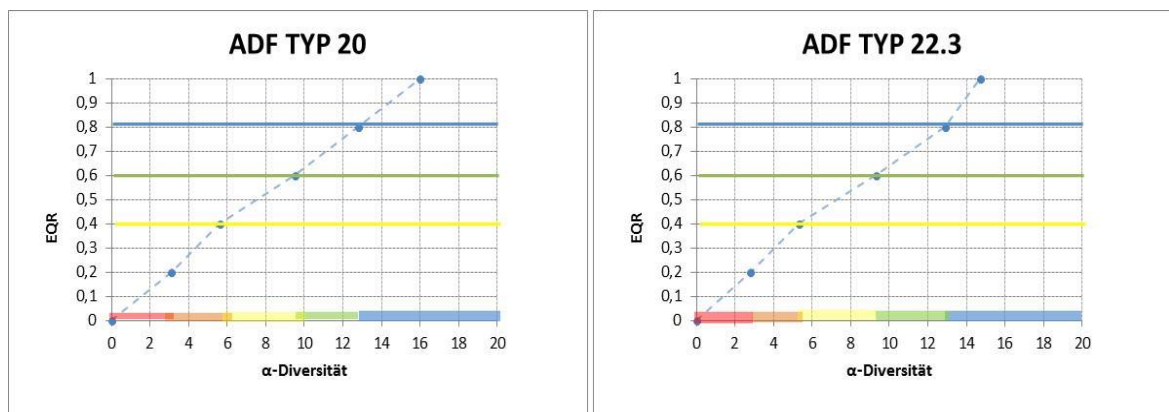


Abb. 12: Anpassung der ADF-Klassengrenzen auf die EQR-Skala (0 – 1) für die ästuarinen Gewässertypen 22.3 und 20. Klassengrenzen nach KRIEG (2006).

MAZ (& NGT)

Die Zuordnung der MAZ-Werte zur EQR-Skala von 0 – 1 erfolgt mittels der in Tab. 12 dargestellten Gleichungen. Aufgrund der nicht einheitlichen Klassenamplituden erfolgt die EQR-Anpassung auf sektoraler Ebene, d.h. „qualitätsklassenintern“.

Tab. 12: Anpassung der AeTV-Klassengrenzen für das Metrik „Mittlere Artenzahl“ (MAZ) auf die EQR-Skala. .
Umrechnungsfunktion: $Y = \text{EQR}$, $x = \text{Diversitätswert}$.

MAZ AeTV-Klassen Typ 20		EQR	Qualitätsklasse
>32	$Y = 0,0165x + 0,26$	0,8 - 1	sehr gut
25 - 32	$Y = 0,0286x - 0,1153$	0,6 - <0,8	gut
13 - <25	$y = 0,0167x + 0,183$	0,4 - <0,6	mäßig
6 - <13	$y = 0,0288x + 0,028$	0,2 - <0,4	unbefriedigend
<6	$y = 0,00334x$	<0,2	schlecht
MAZ AeTV-Klassen Typ 22.3		EQR	Qualitätsklasse
>30	$Y = 0,02x + 0,18$	0,8 - 1	sehr gut
22 - 30	$y = 0,0222x + 0,112$	0,6 - <0,8	gut
11 - <22	$y = 0,0183x + 0,1983$	0,4 - <0,6	mäßig
5 - <11	$y = 0,0333x + 0,0333$	0,2 - <0,4	unbefriedigend
<5	$y = 0,04x$	<0,2	schlecht

Abb. 13 verdeutlicht die Anpassung der MAZ auf die EQR-Skala grafisch, differenziert nach Gewässertyp.

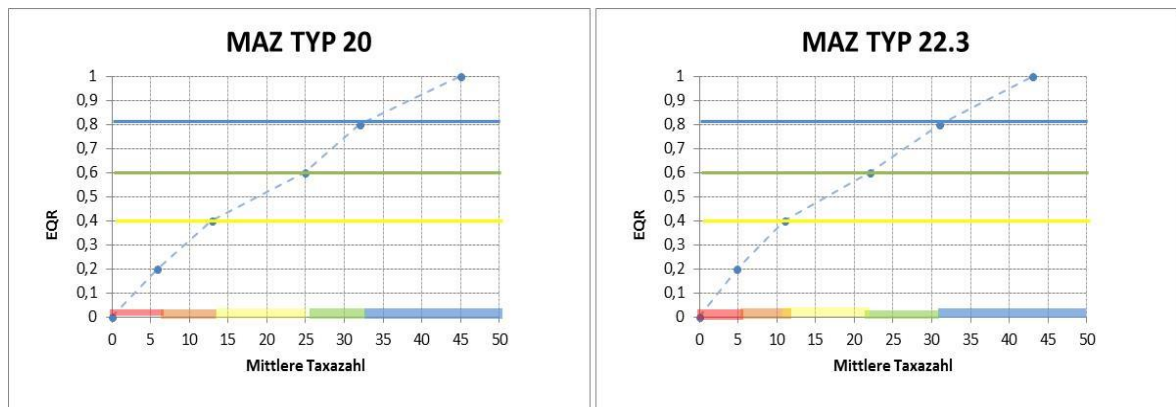


Abb. 13: Anpassung der MAZ-Klassengrenzen auf die EQR-Skala (0 – 1) für die ästuarinen Gewässertypen 22.3 und 20. Klassengrenzen nach KRIEG 2006.

Abb. 14 veranschaulicht die Anpassung des Parameters „Anzahl Großtaxagruppen“ (NGT) an die EQR-Skala grafisch. Eine Differenzierung nach Gewässertyp ist bei diesem Submetrik nicht erforderlich.

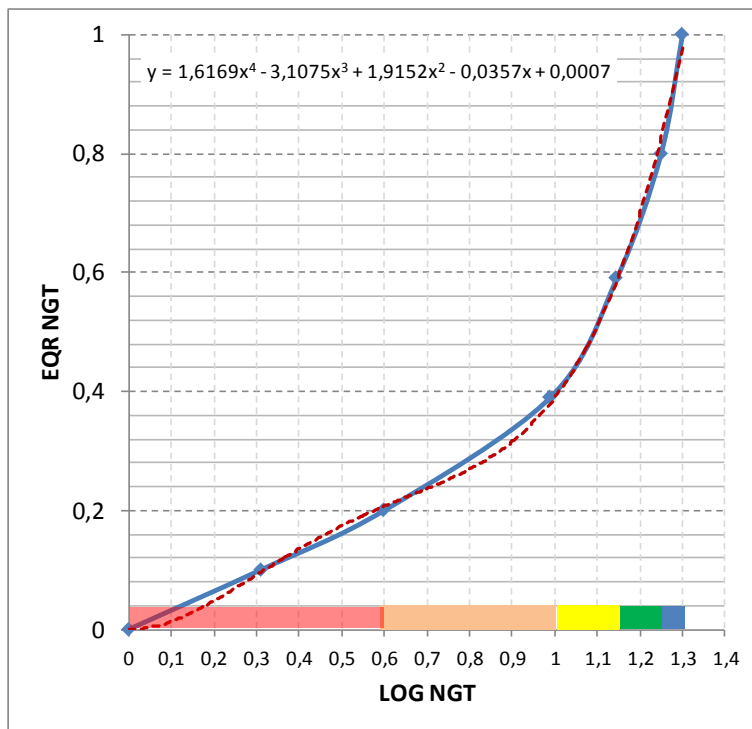


Abb. 14: Zusammenhang Log NGT (0 – 1,3) und assoziiertem EQR-Wert. LOG NGT = Log Anzahl Großtaxagruppen.

4.4 Probenahmeanforderungen AeTV+

Die Mindestanforderung an die Datenerhebung (Probenahmemethodik, -umfang etc.) zur Anwendung des AeTV+ entspricht derjenigen für den AeTV „Klassisch“ (u.a. Krieg 2007ff) und ist bereits in Kap. 3.3 (AeTV „Klassisch“) ausführlich dargestellt. Ein OWK ist demnach mit wenigstens 8 (+/-1) Stationen zu beproben, wobei an jeder Station insgesamt vier Van Veen Greifer (0,1 m²) entnommen werden. Der komplette Inhalt von zwei Greifern wird jeweils über 500 µm gesiebt. Aus den zwei weiteren Greifern werden insgesamt vier Stechrohrunterproben entnommen (250 µm-Siebung). Die Durchführung der Probennahme im limnischen (und oligohalinen) Abschnitt des Ästuars sollte im späten Frühjahr (Mai – Mitte Juni) erfolgen. In Bezug auf die interannuelle Untersuchungsfrequenz empfehlen wir eine Orientierung an dem klassischen AeTV, das eine möglichst jährliche Probennahme vorsieht.

Wie bereits in Kap. 3.3 angemerkt, sollte ein Wasserkörper (WK) der durch mehrere Messstellen/Transekte untersucht wurde, die unterschiedliche strukturelle Rahmenbedingungen repräsentieren, bei deutlich ungleicher Ausdehnung der jeweiligen Habitatbedingungen nicht über Mittelwertbildung der Transektergebnisse bewertet werden. Es erscheint plausibel, die Transektbewertungen dann im Verhältnis der Ausdehnung der Habitate gewichtet in das Gesamtergebnis für den WK eingehen zu lassen.

Die taxonomische Ansprache der Organismen ist – so weit durchführbar – bis auf Artebene durchzuführen.

Stichprobenzahl und Probenfläche

Innerhalb eines Wasserkörpers werden wie oben beschrieben 8 (+/-1) Stationen mit gleicher Technik (s.o.) beprobt. Die Probenfläche/Station umfasst dabei $2 \times 0,1 \text{ m}^2$ + jeweils 2 Unterproben aus 2 weiteren van Veen Greifern ($= 4 \times 15,9 \text{ cm}^2$). Die Einhaltung des Probenahmestandards ist zur Anwendung des AeTV+ erforderlich. Im Rahmen der vorliegenden Studie war eine datenbasierte Herleitung eines notwendigen Probenahmeumfangs nicht möglich. Die Festlegung auf 8 Stationen als Regel lehnt sich aber an Empfehlungen von SCHÖLL et al. (2005) an, die für die Anwendung des erweiterten PTI (Potamotypie Indexes, MZB-Bewertung) - ein zum AeTI analog konzipierter Bewertungsindex - die Stichprobenanzahl wie folgt begründen: *„...mathematischer Berechnungen an mehreren tausend Einzelproben haben gezeigt, dass sich auf dieser Flächengröße (8 quantitativ beprobte Stationen) in einheitlichen Habitaten "mittlere Artenzahlen" einstellen, deren Schwankungen statistisch zufällig sind (vgl. SCHÖLL et al. 2005).*

4.5 Bewertung Vorlandgewässer (VGBl)

Durch Landgewinnungsmaßnahmen bzw. Deichbauten ist seit Anfang 1900 ein deutlicher Verlust der Vorlandfläche und damit auch an Vorlandgewässern (Nebenrinnen, Altwasserstrukturen) an den Wattenmeerästuaren eingetreten. Während der Rückgang der Vorlandfläche seit 1900 an der Elbe mit 63% am größten war, war die Veränderung an der Tideweser mit 13% vergleichsweise geringer (z.B. ARGE ELBE 1994, CLAUS et al. 1998). Bezogen auf die letzten etwa 130 Jahre bilanzieren CLAUS et al. (1994) allerdings den Verlust von ökologisch wichtigen Flachwasserzonen für die Tideweser auf etwa 78%. Jüngere Verluste tidebeeinflusster Lebensräume sind v.a. die Folge von Hafenbauprojekten oder Industrieansiedlungen (z.B. Teilverfüllung Mühlenberger Loch in der Elbe). U.a. vor diesem Hintergrund wurden die Ästuarie als hydromorphologisch stark verändert klassifiziert. Im Hinblick auf die erforderliche Verbesserung der ökologischen Situation kommt daher Maßnahmen wie der Wiederherstellung von Tidegewässern und Flachwasserzonen im Vorland unter folgenden Aspekten eine wichtige Bedeutung zu:

- im großen Umfang zerstört
- als Habitat beschränkt auf die Ästuarie und den Küstenbereich
- artspezifische ökologische Funktion als wichtiges Rückzugs-, Aufwuchs-, Nahrungshabitat sowie als Dauerlebensraum typspezifischer Arten
- ökologische Funktionen für die übergeordneten Systeme

Aufgrund der ausgeprägten Defizite einerseits und der potenziellen ökologischen Bedeutung andererseits wurden in der jüngeren Vergangenheit an der Unterweser sogenannte Tidepolder angelegt, die soweit möglich, spezifische Funktionen ehemaliger natürlicher und mit dem Hauptstrom verbundener Seitengewässer übernehmen sollen (Abb. 15).

Tab. 13: Maßnahmen an der Unterweser: Tidebiotope (Flachwasserzonen).

Maßnahme	Lage	Größe (ha)	Tidehub (m)
Pastorengate	bei UW km 12, rechtsseitig	>4	1,7
Vor- und Hinterwerder	bei UW km 12, linksseitig	22, davon 5 permanentes Gewässer	<0,7
Rönnebecker Sand	bei UW-km 28, linksseitig, Nebenarmsystem Westergate, Rekumer Loch	7,8 (permanent)	ca. 0,5

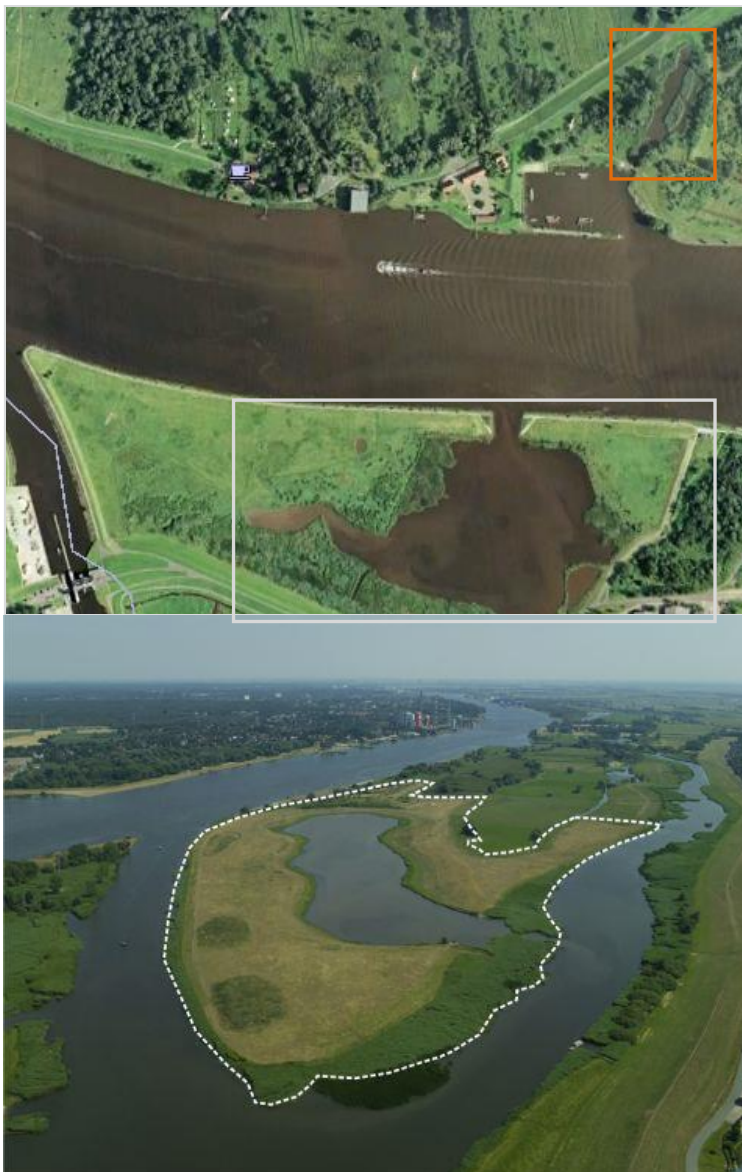


Abb. 15: Tidebiotope (Flachwasserzonen) an der Unterweser. Oben: Pastorengate (rot eingerahmt), Vor- und Hinterwerder (weiß eingerahmt). Unten: Rönnebecker Sand. Bilder: google Earth (oben), WSV.de (unten).

Durch den ausbaubedingt starken Anstieg des Tidehubs, der als ein wesentlicher Beeinträchtigungsfaktor auf die makrobenthischen Gemeinschaften der Uferzonen angesehen werden kann (z.B. BIOCONSULT 2009), wurden die Tidepolder so konzipiert, dass sie einem gegenüber dem Hauptstrom deutlich gedämpften Tidehub unterliegen. Die Dämpfung des Tidehubs führt andererseits auch zu einer zeitlich begrenzten Verbindung zwischen Haupt- und Seitengewässer. Auf der Grundlage verschiedener Untersuchungen werden solche Tidepolder aber als ökologische Aufwertung angesehen (u.a. MEYERDIRKS & SCHIRMER 2003, SCHOLLE et al. 2003, SCHUCHARDT 2003, HAESLOOP 2010).

Vor diesem Hintergrund erscheint es sinnvoll, die Herstellung von Vorlandgewässern als Baustein in das WRRL-Maßnahmenpaket zur Zielerreichung („gutes ökologisches Potenzial“) zu berücksichtigen. Entsprechend sollten aktuell (soweit vorhanden) oder auch zukünftig Vorlandgewässer in die Bewertung einbezogen werden. Bislang werden solche Strukturen (auch wenn sie wie an der Unterweser örtlich vorhanden sind) noch nicht bewertet. Aufgrund ihres im Vergleich zum Hauptstrom eigenen Besiedlungscharakters (Auenarten, stillgewässertypische, tolerante Taxa) ist eine Bewertung mittels AeTV/AeTV+ nur eingeschränkt möglich. Aus diesem Grund soll, zunächst optional, ein ergänzendes Modul, das auf die Bewertung solcher Teillebensräume fokussiert, in das benthosbasierte Bewertungsverfahren einbezogen werden.

Besiedlung der Vorlandgewässer an der Tideweser

Daten zu Vorlandgewässern beschränken sich auf die oben genannten wenigen aber intensiv untersuchten Tidebiotope an der Unterweser, die im Rahmen von Kompensationsmaßnahmen angelegt wurden. Aus dem limnischen Abschnitt der Unterweser liegen Ergebnisse zum Makrozoobenthos aus der Ersatzmaßnahme Pastorengate (SCHIRMER 2002), Vor-/Hinterwerder (SCHOLLE et al. 2011) und Rönnebecker Sand (HAESLOOP 2010) vor. Die geschaffenen Strukturen sind sowohl arten- als auch individuenreicher als die Vergleichsstandorte der Unterweser. Insgesamt konnten 63 Arten/Taxa nachgewiesen werden. Von diesen können nach WITT & KRUMWIEDE (2006) 49 Taxa als charakteristische Repräsentanten solcher Habitats gelten. Hinsichtlich der Abundanz und der Präsenz dominieren vor allem Oligochaeten und Chironomiden. Neben ästuarinen Arten wurden auch regelmäßig, aber zumeist in geringerer Abundanz für die Weser typische Muschelarten wie *Pisidium* spp., *Dreissena polymorpha*, *Corbicula* spp. oder Schnecken wie *Physa* spp., *Radix* spp. oder *Potamopyrgus antipodarum* nachgewiesen. Häufiger vorkommende Crustacea-Arten sind *Gammarus*- und *Corophium*-Arten. Daneben können Arten wie z.B. *Neomysis integer* während der Laichwanderungen lokal sehr hohe Abundanzen erreichen. Insekten (Wanzen, Käfer, Libellen, Eintags- und Köcherfliegen) treten zwar im Vergleich zum Hauptstrom deutlich artenreicher, aber derzeit in noch eher geringer Abundanz auf. Insgesamt werden die Vorlandgewässer von stillgewässertypischen, eher toleranten Süßwassertaxa sowie von saisonal einwandernden ästuarinen Crustacea geprägt. Die Ufervegetation oder auch die submerse Vegetation sind Faktoren, die die Besiedlungsvielfalt begünstigen; allerdings sind Makrophytenvorkommen auch in den tidegedämpften Vorlandgewässern noch gering.

Konzeption Vorlandgewässer Benthos Index (VGBI)

Die Konzeption des VGBI lehnt sich eng an die Bewertungsmethodik für tideoffene und nicht tideoffene Marschengewässer an (TOM-Index, MGB-Index, vgl. BIOCONSULT 2009, 2013). Die Grundzüge der Bewertungsverfahren für Marschengewässer wurden bereits in Kap. 3.1 beschrieben.

ben und sollen hier nicht wiederholt werden. Bewertet wird letztlich die Gemeinschaftsstruktur über die artspezifische Indizierung (Ecowerte) von Sensitivität bzw. Toleranz gegenüber Lebensraumveränderungen. Hierbei ist hervorzuheben, dass die Spannweite zwischen der Einstufung „sehr sensitiv“ bis „sehr tolerant“ (Ecowerte 5 – 1) für die in Vorlandgewässern (analog zu den Marschengewässern) zu erwartenden Spezies vergleichsweise eng zu fassen ist, da es sich ganz überwiegend stillgewässertypische bzw. strömungsindifferente Arten und damit insgesamt um vergleichsweise anspruchslosere Taxa handelt.

Alle Artengruppen werden in der VGBI-Bewertung gleich gewichtet, wobei die Gruppen Oligochaeta und Diptera, die nach den vorliegenden Ergebnissen v.a. unter quantitativen Gesichtspunkten zu den prägenden Gruppen zählen, taxonomisch zunächst aufgeschlüsselt werden müssen. Aufgrund ihrer quantitativen Bedeutung wird es sinnvoll sein, sie zukünftig obligatorisch für die Bewertung zu berücksichtigen.

Festlegung der Referenzbedingungen

Die Referenzbedingungen zur Bewertung der Vorlandgewässer sind auf der Grundlage der vorliegenden Daten abgeleitet. Berücksichtigt wurden dabei v.a. die Vorschläge von WITT & KRUMWIEDE (2006), die ein qualitatives und semiquantitatives Artenspektrum (N = 49) für (künstliche) Vorlandgewässer für den limnischen Abschnitt der Tideweser definiert haben. Darüber hinaus sind Arten einbezogen worden, die im Rahmen begleitender Untersuchungen (bis 2011) in den o.g. Tidebiotopen dokumentiert wurden (MEYERDIRKS & SCHIRMER 2003, HAESLOOP 2010, BIOCONSULT 2011). Darüber hinaus wurden, soweit sinnvoll, Daten aus ähnlichen Gewässerstrukturen z.B. der Alten Süderelbe (AGL 1994) berücksichtigt. Vor diesem Hintergrund können etwa 120 Wirbelosentaxa für die Tidebiotope benannt werden. Da die Untersuchungsergebnisse ausschließlich rezente Daten aus nicht natürlichen Habitaten repräsentieren, reflektieren die Referenzbedingungen nicht den „sehr guten ökologischen Zustand“, sondern bereits das „höchste ökologische Potenzial“. Wir definieren das rezent festgestellte Artenspektrum (N = 124), das sich aus 12 taxonomischen Großgruppen rekrutiert als das „höchste ökologische Potenzial“. Die Gruppe der Diptera ist mit 29 Taxa vor den Gastropoda und Bivalvia (17 bzw. 16 Taxa) am artenreichsten vertreten. Abb. 16 und Abb. 17 zeigen die Zusammensetzung der Referenzgemeinschaft sowie die Verteilung auf der Ebene funktioneller Gruppen (Referenzliste s. Anhang).

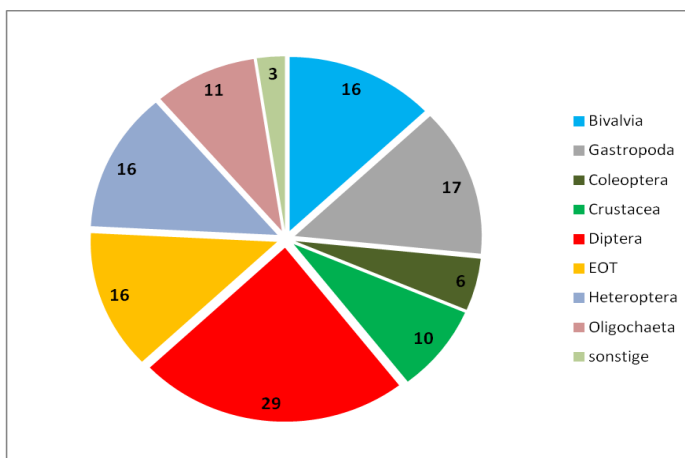


Abb. 16: Gemeinschaftsstruktur der Makrozoobenthos Referenzgemeinschaft (N = 124) der Vorlandgewässer (Tidebiotope). EOT = Ephemeroptera, Odonata, Trichoptera

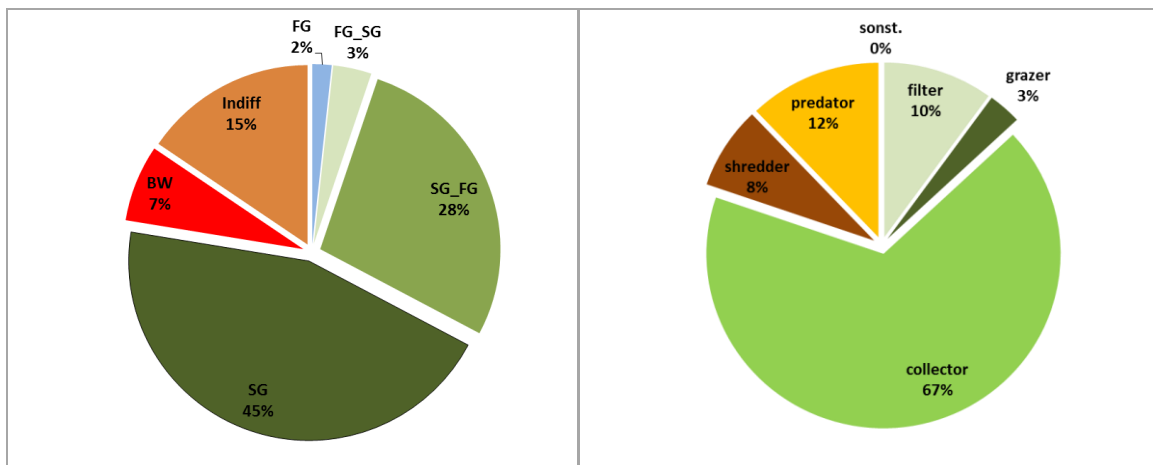


Abb. 17: Zusammensetzung (Habitattyp - links, Ernährungstyp - rechts) der Referenzgemeinschaft Vorlandgewässer. FG = Fließgewässertypisch, SG_FG = stillgewässertypisch, auch in FG, FG_SG: fließgewässertypisch, auch in SG; indifferent: keine Präferenz, BW = Brackwassertaxa (euryhalin). Sonstige im rechten Bild >0,5 %.

WITT & KRUMWIEDE (2006) bewerten die Vorlandgewässer als von „hoher Bedeutung“, auch HAESLOOP (2010) und BIOCONSULT (2011) schätzen die benthische Besiedlung der Tidebiotope als überwiegend „erfolgreich“ bzw. als „gut“ ein. Unter Berücksichtigung der vorliegenden Expertenbewertungen definieren wir die Zusammensetzung der Gemeinschaft in Anlehnung an WITT & KRUMWIEDE (2006) als Benchmark für das „gute ökologische Potenzial“.

Tab. 14: Referenzliste in Anlehnung an WITT & KRUMWIEDE (2006)
Abundanz: xxxx = sehr häufig, xxx = häufig, xx = mittel, x = gering

Vorlandgewässer	Gruppe	Referenz_Witt & Krumwiede
<i>Corbicula</i>	Bivalvia	xxx
<i>Dreissena polymorpha</i>	Bivalvia	xx
<i>Anodonta</i>	Bivalvia	x
<i>Pisidium</i> (>2 Taxa)	Bivalvia	x
<i>Pisidium casertanum</i>	Bivalvia	x
<i>Cymbiodyta marginella</i>	Coleoptera	x
<i>Helophorus</i>	Coleoptera	x
<i>Hydroporus</i>	Coleoptera	x
<i>Anacaena limbata</i>	Coleoptera	x
<i>Gyrinus substriatus</i>	Coleoptera	x
<i>Haliphus immaculatus</i>	Coleoptera	x
<i>Neomysis integer</i>	Crustacea	xxx
<i>Gammarus zaddachi</i>	Crustacea	xxx
<i>Gammarus tigrinus</i>	Crustacea	xx

Vorlandgewässer	Gruppe	Referenz_Witt & Krumwiede
<i>Apocorophium lacustre</i>	Crustacea	xx
<i>Corophium multisetosum</i>	Crustacea	xx
<i>Palaemon longirostris</i>	Crustacea	xx
<i>Eriocheir sinensis</i>	Crustacea	x
<i>Proasellus coxalis</i>	Crustacea	x
<i>Gammarus</i>	Crustacea	x
<i>Chironomidae</i>	Diptera	xxxx
<i>Chironomus thummi</i> - Gruppe	Diptera	xxxx
Tanypodinae	Diptera	xxxx
Ceratopogonidae	Diptera	xxxx
<i>Chironomus plumosus</i>	Diptera	xxx
Tabanidae	Diptera	xxx
Chironomus	Diptera	xx
Orthocladiinae	Diptera	xx
<i>Cloeon dipterum</i>	Ephemeroptera	x
<i>Radix balthica</i>	Gastropoda	xxx
<i>Stagnicola palustris</i>	Gastropoda	xx
<i>Radix ovata</i>	Gastropoda	x
<i>Stagnicola corvus</i>	Gastropoda	x
<i>Micronecta scholtzi</i>	Heteroptera	x
<i>Sigara falleni</i>	Heteroptera	x
<i>Sigara striata</i>	Heteroptera	x
<i>Erpobdella nigricollis</i>	Hirudinea	xx
<i>Aeschna</i>	Odonata	x
<i>Ischnura elegans</i>	Odonata	x
<i>Limnodrilus claparedeanus</i>	Oligochaeta	xxxx
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	Oligochaeta	xxxx
<i>Nais elinguis</i>	Oligochaeta	xxxx
<i>Paranais litoralis</i>	Oligochaeta	xxxx
<i>Tubifex tubifex</i>	Oligochaeta	xxxx
<i>Limnodrilus profundicola</i>	Oligochaeta	xxx
<i>Psammoryctides barbatus</i>	Oligochaeta	xxx
<i>Ecnomus tenellus</i>	Trichoptera	x
<i>Limnephilus</i>	Trichoptera	x

Einbindung in das Bewertungsverfahren

Der Vorlandgewässer Benthos Index (VGBI) ist derzeit nur ein optionales Metrik für die Bewertung, da nicht an allen Ästuaren Vorlandgewässer mit gedämpftem Tidehub vorhanden sind.

Falls der VGBI einbezogen wird, könnte der Einfluss dieses Teilergebnisses auf das Gesamtergebnis z.B. über den Flächenanteil der Vorlandgewässer gewichtet werden.

Denkbar wäre folgende Reihung:

Gesamtanteil (%) Vorlandgewässer (Beispiel)

>0 – 3 % Flächenanteil Beitrag zum Gesamtbewertungsergebnis	>0 - 10%
>3 – 7,5 % Flächenanteil Beitrag zum Gesamtbewertungsergebnis	>10 - 15%
>7,5 - 15 % Flächenanteil Beitrag zum Gesamtbewertungsergebnis	>15 - 20%
>15 - 30 % Flächenanteil Beitrag zum Gesamtbewertungsergebnis	>20 - 30%

Die im Bereich der limnischen Unterweser hergestellten Tidebiotope haben beispielsweise einen Flächenanteil von ca. 2% am gesamten Wasserkörper (Ströme der Marschen).

Probenahme

Um die Vorlandgewässer in die Bewertung einbeziehen zu können, müssen diese gezielt untersucht werden. Unter Kostengesichtspunkten wäre es u.U. möglich, bei ähnlicher Ausgestaltung exemplarisch ein Vorlandgewässer intensiv zu untersuchen und das Ergebnis unter fachlicher Begründung stellvertretend auf ggf. andere ähnliche konzipierte Maßnahmen zu übertragen.

Zur Erfassung der Infauna sollen jeweils 8 Stechrohrproben (Plexiglasrohr, Innendurchmesser: 4,5 cm) im Bereich der Flachwasserzone sowie jeweils 3 entsprechende Proben im Eu- bzw. flachen Sublitoral entnommen werden. Diese Proben dienen vornehmlich der Erfassung von Oligochaeten, Chironomiden und Kleinmuscheln.

Ergänzend sind an verschiedenen Probenahmestellen des Sublitorals größere Flächen des Gewässergrundes mit einem Handkescher von 25 x 25 cm Rahmengröße mittels kick-sampling und nach DIN-Aufsammlung zu beproben.

Ziel ist die möglichst vollständige Erfassung des Artenspektrums. Die taxonomische Ausschlüsselung ist, so weit möglich und sinnvoll bis zur Art durchzuführen. Bei einer räumlich hohen Beprobungsintensität sollte eine einmalige Probenahme (Sommer) ausreichend sein.

Falls dies nach Testbeprobungen als nicht ausreichend erscheint, ist ein weiterer Probenahmezeitpunkt vorzusehen; u.U. könnte auch eine Anpassung der Klassengrenzen vorgenommen werden, falls mit einer Untersuchung zu einem saisonalen Zeitpunkt die hier festgelegten Referenzwerte generell nicht erreichbar wären. Insbesondere in der Testphase sind die Bewertungsergebnisse (soweit solche vorliegen) unter fachlichen Gesichtspunkten zu überprüfen.

4.6 Umgehen mit Brackwassertaxa

Das Bewertungsverfahren soll gewährleisten (biologische) Hinweise auf eine mögliche fortschreitende Erhöhung der Salinität in den süßwasserabschnitten der Ästuarern ableiten zu können. Hierzu wurden spezifische Salzanzeiger identifiziert (s. Tab. 15). Deren Vorkommen (Artenzahl & Abundanzen) wird im AeTV+ (nachrichtlich) ausgewiesen. Über solche Hinweise kann eine vertiefte Prüfung auf eine stromaufwärtsgerichtete Verlagerung der Brackwassergrenze erfolgen.

Das Salz, insbesondere dessen zeitliche und räumliche Variabilität, u.a. verursacht durch die gezeitenabhängige Pendelbewegung im Strom, ist dabei ein ganz entscheidender Faktor. Im Gegensatz zu relativ stabilen Randmeeren, wie Ostsee oder Schwarzes Meer, müssen die Tiere im Ästuar extreme periodische und aperiodische Schwankungen im Salzgehalt ertragen. Nur (salz-)tolerante Arten, mit der Fähigkeit einer guten Osmoregulation, können in den Lebensraum eindringen, dort leben und sich reproduzieren. Von der Nordsee, aus den Küstengewässern wandern euryhalin-marine Arten in das Ästuar ein, von Oberstrom, aus dem Süßwasser dringen euryhalin-limnische Arten ein, und in der Brackwasserzone siedeln wenige Spezialisten, die genuinen Brackwasserarten, mit einem Arten-, Individuen- und Biomassemaximum im mesohalinen Bereich zwischen 3 und 10‰ Salzgehalt (REMANE & SCHLIEPER 1958, REMANE 1969, MICHAELIS 1994). So wie marine Arten im Polyhalinikum (18 - 30‰ S) noch leben, so können auch Süßwasserorganismen, insbesondere Oligochäten oder Chironomidenlarven im Oligohalinikum existieren (0,5 - 10‰). Darüber hinaus wird das Ästuar, in seiner Gesamtheit, von holeuryhalinen „Systemvagabunden“ durchstreift, die im tidebeeinflussten System leben und sich ernähren.

Diese sog. Langstreckenläufer sind natürlich, und es gab sie schon immer im Ästuar. Bspw. erstreckte sich das Tidegebiet der Elbe vor Inbetriebnahme der Staustufe Geesthacht im November 1959 bis in die Lauenburger Gegend. Besonders die Crustaceen waren es, die von der Gezeitenbewegung profitierten. Mit dem Flutstrom ließen sich hyperbenthische Arten weit elbeaufwärts transportieren. Charakteristisch im Stromlauf der oberen limnischen Tideelbe waren damals dichte Schwärme von *Neomysis integer* und *Palaemon longirostris* im Gebiet zwischen Zollenspieker und Lauenburg während des Sommers bis in den Herbst hinein (SCHLIENZ 1923, KOTHÉ 1961). Weitere Wirbellose verdrifteten, wanderten ungehindert elbeaufwärts, bis in die Mittel- und Oberelbe, v.a. *Cordylophora caspia* (Cnidaria), *Gammarus zaddachi* (Amphipoda), *Mysis relicta* (Mysidacea), *Eriocheir sinensis* (Decapoda) (KOTHÉ l.c., KRIEG 2006).

Die „Langstreckenläufer“ sind von jenen Wirbellosen abzutrennen, die aufgrund der anthropogen verursachten Verschiebung der oberen Brackwassergrenze ihre Verbreitung auch elbeaufwärts ausdehnen konnten. Da es sich bei ihnen i.d.R. um Tiere aus dem marinen bzw. aus dem Brackwasser-Milieu handelt, die wiederum wegen ihrer engen Ästuarbindung mit „vorteilhaften“ eco-Werten indiziert sind, werden sie - wie bereits in Kap. 4.1.2 schon beschrieben - bei Präsenz im Süßwasser (< 0,5‰) mit einem Malus indiziert (eco-Wert = 1,0). Hierunter fallen u.a. die Oligochaeta *Amphichaeta sannio* (genuine Brackwasserart; Naididae), *Aktedrilus monosperma-thecus* (mariner Tubificidae) oder die Crustacea *Bathyporeia elegans* und *B. pelagica* oder die Nordseegarnele *Crangon crangon* (alle Nordsee-Ursprung, Tab. 15).

Abb. 18 zeigt für stete und dominante Arten die Verbreitungsschwerpunkte und Grenzen ihres Vorkommens in der Tideelbe. Besonders das Vordringen der Brackwasser- und euryhalin-marinen Spezies stromauf kann nach KRIEG (2012) ein Indiz für die biologisch-wirksame, aktuelle Verlage-

rung der oberen Brackwassergrenze sein. Hervorzuheben ist in diesem Zusammenhang die Verbreitung des marinen Tubificiden *Aktedrilus monospermathecus* bis km 622. Zwischen km 638 (Neßsand) und km 634 (vor Mühlenberger Loch) werden derzeit regelmäßig reproduzierende Bestände beobachtet (Größenordnung $10^3 - 10^4$ Ind./m²). Das ist i.d.S. bemerkenswert, da die untere Salztoleranz von *A. monospermathecus* bei 1,3‰ liegt und zur Fortpflanzung mind. 2‰ Salz benötigt werden. Die Spezies lebt vagil im Interstitial, so dass davon auszugehen ist, dass der Salzgehalt im Porenwasser größer ist als im überstehenden Wasser.

Tab. 15: Eco-Einstufung von Brackwasserarten in den limnischen Gewässertypen des Ästuars (FG-Typen 20 & 22.2/3). OeZK = ökol. Zustandsklasse, GZO = Größenzuordnung, wobei maz = Makrozoobenthos, miz = Meiofauna, B = allgemeine Brackwasserart, gB = genuine Brackwasserart.

lfd. # AeTI+	MALUS-Art	System	eco-Wert	OeZK	GZO	Fachbemerkungen
3	<i>Aeolosoma litorale</i>	Aphanoneura	1,0	5	miz	Malus , da B: >0,5 -35
11	<i>Aktedrilus monospermathecus</i>	Tubificidae	1,0	5	miz	Malus , da mariner Tubificidae
14	<i>Amphichaeta sannio</i>	Naididae	1,0	5	miz	Malus , da gB
35	<i>Bathyporeia elegans</i>	Amphipoda	1,0	5	maz	Malus , da euryhalin-marin
36	<i>Bathyporeia pelagica</i>	Amphipoda	1,0	5	maz	Malus , da euryhalin-marin
60	<i>Chironomus aprilius</i>	Diptera	1,0	5	miz	Malus , da B (<0,5-<18)
64	<i>Chironomus salinarius</i>	Diptera	1,0	5	miz	Malus , da gB; halobiont
78	<i>Corophium lacustre</i> (Apo-)	Amphipoda	1,0	5	maz	Malus , da gB
79	<i>Corophium multisetosum</i>	Amphipoda	1,0	5	maz	Malus , da gB
80	<i>Corophium volutator</i>	Amphipoda	1,0	5	maz	Malus , da B
81	<i>Crangon crangon</i>	Decapoda	1,0	5	maz	Malus , da euryhalin-marin
82	<i>Cricotopus ornatus</i>	Diptera	1,0	5	miz	Malus , da B (<0,5-<18)
102	<i>Dicrotendipes pallidicornis</i>	Diptera	1,0	5	miz	Malus , da B (<0,5-<18)
136	<i>Gammarus duebeni</i>	Amphipoda	1,0	5	maz	Malus , da gB
139	<i>Gammarus salinus</i>	Amphipoda	1,0	5	maz	Malus , da euryhalin-marin
142	<i>Gastrosaccus spinifer</i>	Mysidacea	1,0	5	maz	Malus , da euryhalin-marin
165	<i>Halocladus variabilis</i>	Diptera	1,0	5	miz	Malus , da gB; halobiont
166	<i>Halocladus varians</i>	Diptera	1,0	5	miz	Malus , da gB; halobiont
218	<i>Jaera albifrons</i>	Isopoda	1,0	5	maz	Malus , da B; euryhal (<18 -35)
251	<i>Microchironomus deribae</i>	Diptera	1,0	5	miz	Malus , da gB; halobiont
292	<i>Palaemonetes varians</i>	Decapoda	1,0	5	maz	Malus , da gB
299	<i>Paranais litoralis</i>	Naididae	1,0	5	miz	Malus , da gB
352	<i>Psectrocladius ventricosus</i>	Diptera	1,0	5	miz	Malus , da gB; halobiont
379	<i>Sphaeroma rugicauda</i>	Isopoda	1,0	5	maz	Malus , da gB; halobiont
392	<i>Tanytus punctipennis</i>	Diptera	1,0	5	miz	Malus , da B (<0,5-<18)
399	<i>Thalassodrilus prostatus</i>	Tubificidae	1,0	5	miz	Malus , da B (<0,5 -<18)
400	<i>Thalassosmittia thalassophila</i>	Diptera	1,0	5	miz	Malus , da gB; halobiont

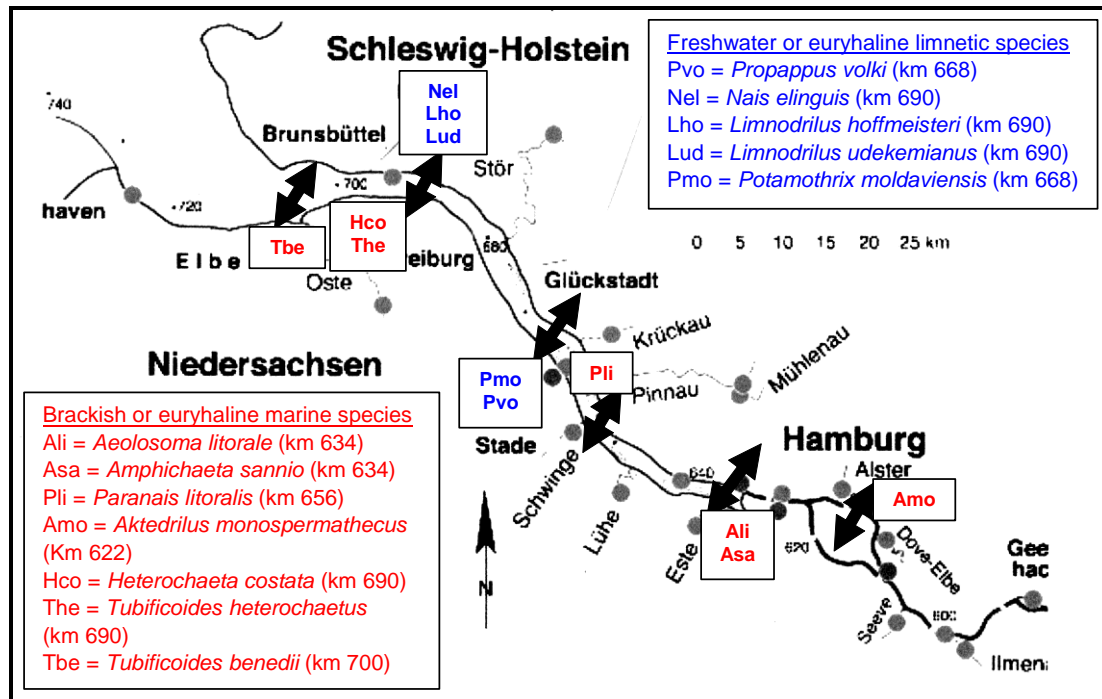


Abb. 18: Vorkommen und Verbreitung dominanter Annelida (Oligochaeta & Polychaeta) im Elbeästuar

4.7 Konfiguration AeTV+

Auf der Grundlage der Ergebnisse der o.g. modifizierten Module wird die AeTV+-Gesamtbewertung durchgeführt. Der jeweilige Beitrag der Module 1 – 3 zur Gesamtbewertung wird, wie weiter unten dargestellt, festgelegt. Die Bewertung zielt zunächst noch auf die Feststellung des „ökologischen Zustands“ der Gewässer, wobei die Module 2 - 4 bereits im Prinzip das „ökologische Potenzial“ bewerten, da die Festlegung der Referenzbedingungen v.a. auf der Grundlage rezenter Daten erfolgt ist.

Für das Gesamtverfahren sind die Referenzbedingungen zur Bewertung des eigentlich erforderlichen und weniger strengen „ökologischen Potenzials“ der als „erheblich veränderten“ eingestuften Gewässer in einem nächsten Schritt anzupassen.

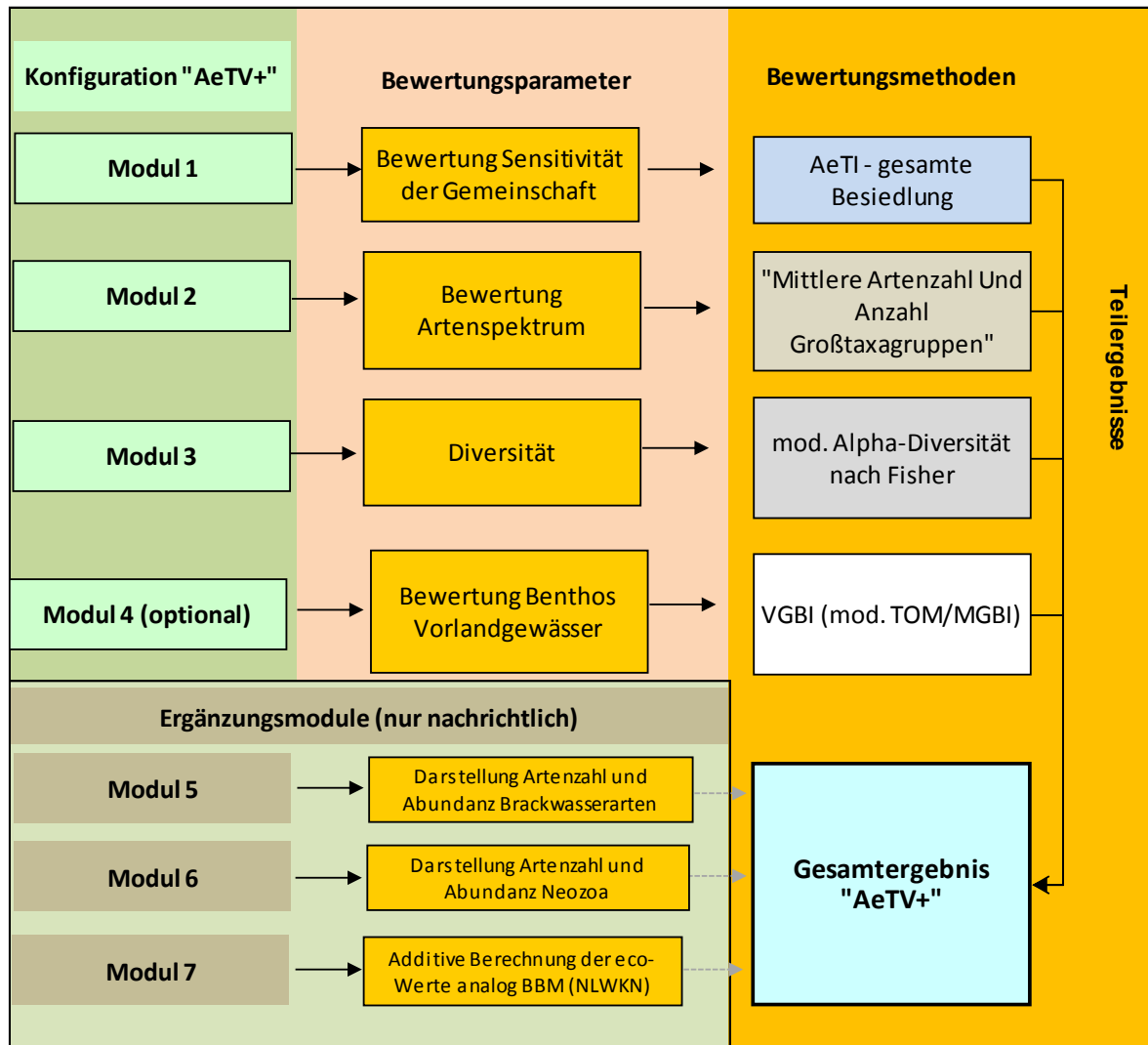


Abb. 19: Aufbau des Bewertungsansatzes für die limnischen Abschnitte der Ästuarie von Ems, Weser und Elbe.

Folgender Gewichtungsansatz der Module 1 – 4 wird für die Gesamtbewertung des AeTV+ vorgesehen:

Ermittlung AeTV+

$$\text{Gesamt EQR}_{M1-3} = (3 \cdot \text{EQR}_{\text{AeTI}} + 2 \cdot \text{EQR}_{\text{MAZ}} + 0,5 \cdot \text{ADF-mod}) / 5,5$$

$$\text{Gesamt EQR}_{M1-4 \text{ inkl. VGBI}} = [\text{EQR}_{M1-3} \cdot (10 - G \cdot 0,1) + \text{EQR}_{M4} \cdot (G \cdot 0,1)] / 10$$

(G = Gewichtungsfaktor %-Anteil des Vorlandgewässers)

G = Gewichtungsfaktor. Hinweis: der Gewichtungsfaktor für die Vorlandgewässer ist nicht pauschal festzulegen, da der Einfluss auf das Gesamtergebnis vom Anteil der Fläche am Gesamtwasserkörper bestimmt werden sollte. Ein Vorschlag ist Kap. 5.2 zu entnehmen.

4.7.1 Ergänzende Informationen

Folgende weitere Module werden in das AeTV+-Verfahren integriert, die jedoch nur nachrichtlichen Charakter haben und nicht unmittelbar zum formalen Gesamtergebnis beitragen. Im Rahmen weiterer fachlicher Auswertungen können ergänzende Informationen aber hilfreich sein. Die ergänzenden Informationen umfassen folgende Aspekte:

- Darstellung Anteil Brackwasserarten (qualitativ & quantitativ)
- Darstellung Anteil Neozoa (qualitativ & quantitativ)
- Ergänzende Berechnung der artspezifischen eco-Werte analog zu einem internen NLWKN-Bewertungsansatz (BBM). Dieser Ansatz basiert ebenfalls auf der Grundlage artspezifischer Sensitivitätseinstufungen. Anders als der AeTI werden die eco-Werte aber additiv berücksichtigt.

5. Bewertungsergebnisse nach AeTV+

Die Bewertung nach AeTV+ erfolgt analog des im Rahmen dieser Studie vorgeschlagenen Vorgehens und integriert die Parameter AeTI (ca. 54%), MAZ_{NGT} (36%) und ADF_{mod} (10%). Optional kann das Zusatzmodul VGBI für die Bewertung herangezogen werden. Der Beitrag des VGBI zum Gesamtergebnis ist dabei abhängig von der Größe des Vorlandgewässers (Anteil am Gesamt WK, s. Kap. 4.4). Die z.T. veränderten artspezifischen Ecowerte (z.B. „malus“ für Brackwassertaxa) wurden bei der Bewertung bereits berücksichtigt. Aufgrund der nun numerischen Einbeziehung der Parameter MAZ und ADF in das Gesamtergebnis, kann es gegenüber den in der Vergangenheit durchgeführten Bewertungen mit der ursprünglichen AeTV-Version zu geringen Unterschieden auf der EQR-Ebene kommen, auch graduelle Unterschiede können u.U. das Überspringen einer Klassengrenze bedingen.

Vorangestellt sei, dass die nachfolgenden Bewertungsergebnisse vorläufigen Charakter haben. Vorläufig in dem Sinne, da sich die Bewertung auf den ökologischen Zustand bezieht (Bewertungsmaßstab: anthropogen gering belastete Gemeinschaft), zukünftig ist aber das weniger strenge ökologische Potenzial die „Messlatte“. Zudem sei an dieser Stelle ebenfalls angemerkt, dass nicht alle hier zur Verfügung stehenden älteren Daten AeTV-konform erhoben wurden (dies gilt insbesondere für die Ems, z.T. für die Weser).

5.1 Ems (Typ 22.2)

Die Bewertung der Tideems bezieht sich hier auf die Wasserkörper „WK 03003“ (Herbrum bis Papenburg) und „WK 06037“ (Papenburg bis Leer). Für diesen Wasserkörper wurden allerdings bislang keine Daten nach AeTV-Methodik (vgl. Kapitel 3.3) erhoben. Andererseits liegen aber Benthosergebnisse aus der Tideems vor, die durch den AG zur Verfügung gestellt wurden. Die Daten wurden an insgesamt 4 Messstellen zwischen Herbrum und Leer (MS Herbrum, Papenburg, Weener und Rhede) erhoben und beziehen sich auf die Jahre 2011 und 2012. Die Beprobungen erfolgten mittels Handkescher analog dem deutschen Standardverfahren PERLODES (vgl. MEIER et al. 2006a). Die Probenahmemethodik entspricht nur näherungsweise derjenigen des AeTV, insofern ist dessen Anwendung bzw. die des AeTV+ nicht uneingeschränkt möglich. Orientierend wurden aber auf der Grundlage der vorliegenden Daten Bewertungen durchgeführt. Um die erforderliche Anzahl an Teilproben für die Anwendung des AeTV+ zu gewährleisten, wurden die Daten sowohl räumlich (2 MS je Wasserkörper) als auch zeitlich (Frühjahr & Herbst) der Untersuchungsjahre 2011 und 2012 jeweils zu einem Cluster aggregiert. Die Untersuchungsergebnisse zeigen, dass die benthische Wirbellosengemeinschaft der limnischen Tideems sowohl erschreckend arten- als auch individuenarm ist (Tab. 16).

So wurden im Bereich der Unterems von Herbrum bis Leer 2011 insgesamt nur 13 Taxa nachgewiesen. Auf der WK-Ebene wurde 2011 eine mittlere Taxazahl von 1,75 bzw. 4,25 Taxa/Untersuchung an den 2 MS (Frühjahr & Herbst) nachgewiesen. Die mittlere Besiedlungsdichte lag bei 52 - 444 Ind./m². Ein identisches Ergebnis wurde auch 2012 verzeichnet (12 Taxa insgesamt, mittlere Taxazahlen 3 - 3,25, mittlere Individuendichte 56 - 179,8 Ind./m²). Die

Amphipoden *Gammarus zaddachi* und *G. tigrinus* dominierten die Gemeinschaft. Die Taxa rekrutierten sich dabei aus maximal nur 5 Großtaxagruppen. Ähnliche Ergebnisse wurden auch 2008 und 2009 im Rahmen von Untersuchungen zum Aufstau der Ems für Schiffsüberführungen ermittelt. Hier lag an der MS Weener die mittlere Taxazahl < 3 Taxa (BIOCONSULT 2008/2009).

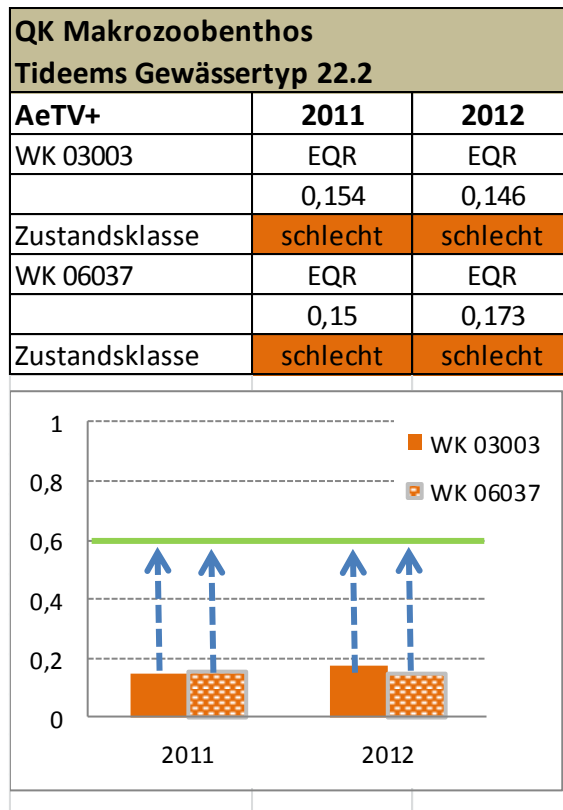
Tab. 16: Übersicht über Besiedlungskennwerte BWF der Ems-Wasserkörper zwischen Herbrum und Leer
 MAZ = Mittlere Taxazahl, NGT = Anzahl Großtaxagruppen, ADF = Fisher Alpha-Diversität, VGBI = Vorlandgewässer Benthos Index; n.b. = nicht bewertet bzw. nicht relevant
 * = Voraussetzung zur Berechnung des Moduls AeTI aufgrund der nicht konformen Erfassungsmethodik nicht erfüllt.

Besiedlungskennwerte	2011	2012
Ems-WK 03003 - Anzahl MS	N = 4	N = 4
Gesamttaxazahl	10	8
MAZ	4,25	3
Abundanzsumme	89	227
mittlere Ind./m ²	22,2	56,8
NGT	4	5
ADF_mod	0,85	0,67
AeTI	3,97*	3,97*
VGBI	n.b.	n.b.
Ems-WK 06037 - Anzahl MS	N = 4	N = 4
Gesamttaxazahl	5	7
MAZ	1,75	3,25
Abundanzsumme	444	719
mittlere Ind./m ²	111	179,8
NGT	2	3
ADF_mod	0,42	0,61
AeTI	3,94*	3,94*
VGBI	n.b.	n.b.

Bewertung nach AeTV+

Die Bewertung nach AeTV+ wurde unter den o.g. Einschränkungen auf der Grundlage der vorliegenden aggregierten Daten für die WK 03003 (Herbrum – Papenburg) und WK 06037 (Papenburg – Leer) differenziert nach Untersuchungsjahr durchgeführt. Wegen der geringen Besiedlungsvielfalt ist der ökologische Zustand beider Wasserkörper auf Grundlage der Qualitätskomponente Makrozoobenthos als „schlecht“ einzustufen (Tab. 17). Die EQR-Werte zeigen sowohl räumlich zwischen den Wasserkörpern als auch zeitlich nur geringe Unterschiede. Auch alle Einzelbewertungen signalisieren eine insgesamt schlechte Zustandsklasse (vgl. Tab. 16). Die pessimalen stofflichen (starke Sauerstoffdefizite, extreme Schwebstoffgehalte) sowie strukturelle Rahmenbedingungen (fluid mud) machen die schlechte Bewertung plausibel.

Tab. 17: Bewertung der Tideems, nach AeTV+ differenziert für die Wasserkörper 03003 und 06037. Abbildung veranschaulicht die Entfernung vom Qualitätsziel „guter ökologischer Zustand“ (grüne Linie)



Die Jahresergebnisse sind letztlich zu einer „6-Jahresbewertung“ zu aggregieren. Die Verfahrensweise ist derzeit noch nicht festgelegt; denkbar ist die Berechnung als Mittelwert. Aggregiert man die Jahresergebnisse zu einer „6-Jahresbewertung“ durch Mittelwertbildung ergibt sich für die Wasserkörper der limnischen Tideems jeweils ein schlechter ökologischer Zustand ($EQR_{AeTV+_6 \text{ Jahre}} = 0,15$ bzw. $0,13$). An dieser Stelle der Hinweis auf die zeitlichen Lücken der Untersuchungen und auf den Tatbestand, dass die vorliegenden Ems-Daten der benthischen Wirbellosenfauna nicht AeTV-konform sind. Bei strikter Anwendung der Methodik AeTV kann das Ergebnis abweichen. Die vorliegenden Daten bilden dennoch die Besiedlungssituation in der limnischen Tideems vergleichsweise gut ab. Insofern kann die über den AeTV+ detektierte Zustandsklasse auch auf der hier zur Verfügung stehenden Datengrundlage als belastbares Ergebnis angesehen werden.

5.2 Weser (Typ 22.3)

Die Bewertung bezieht sich auf die Tideweser oberhalb Brake (WK 26035). Für diesen Abschnitt, der sich bis zum Tidewehr bei Hemelingen erstreckt, liegen Ergebnisse zur Besiedlung der benthischen Wirbellosenfauna aus den Jahren 2007, 2011 und 2012 vor. Die untersuchten Messstellen sind bei We-km 17 (im Abschnitt zwischen Einmündung Ochtum und Lesum) und We-km 30 (etwas unterhalb der Huntemündung) positioniert. Datenerhebung und Auswertung erfolgten vornehmlich AeTV-konform (vgl. Kapitel 3.3), insofern ist eine Bewertung mittels AeTV+ statthaft. Es ist hier allerdings anzumerken, dass 2007 die Quertransekte bei km 17 und km 30

getrennt bewertet wurden. 2011 und 2012 wurden die Daten aus beiden Quertransekten zusammengefasst bewertet, da aufgrund der jeweils geringen Anzahl an Teilproben (2 bzw. 3) eine getrennte Bewertung nicht möglich war.

Tab. 18: Übersicht über Besiedlungskennwerte BWF der Unterweser (WK 26035). MAZ = Mittlere Taxazahl, NGT = Anzahl Großtaxagruppen, ADF = Fisher Alpha-Diversität, VGBI = Vorlandgewässer Benthos Index; N = Anzahl untersuchte Probestellen; n.b. = nicht bewertet

Besiedlungskennwerte	2007	2007	2011	2012
Weser-WK	N=6 (km 17)	N = 8 (km 30)	N = 5 (km 17&30)	N = 5 (km 17 & 30)
Gesamtazahl	46	30	59	46
MAZ	18,5	8,5	23,8	16,4
Abundanzsumme	466.091	51.839	759.497	160.129
mittlere Ind./m ²	77.681	6.480	151.899	32.016
NGT	9	9	10	11
ADF_mod	7,36	3,58	10,9	6,0
AeTI	2,61	3,5	2,84	3,56
VGBI	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

Auf OWK-Niveau wurden 2007, 2011 & 2012 mittlere Taxazahlen von 18,5/8,5 (Krieg 2007) über 23,8 bis 16,4 (= MAZ) an den Standorten bei km 17 und km 30 berechnet. Die Taxazahlen_{GESAMT} variierten annuell von 46/30 über 59 bis 46 Taxa, wobei sich der Bestand der benthischen Wirbellosenfauna aus 9 - 11 Großtaxagruppen rekrutierte. Im Bereich km 30 wurde 2007 mit insgesamt 30 Taxa und einer Besiedlungsdichte von 6.480 Ind./m² die geringsten Besiedlungskennwerte festgestellt. Insbesondere die Bewertungsparameter MAZ und ADF weisen im Vergleich zu den anderen Jahren oder Transekten deutlich geringere Werte auf.

Aeolosomatiden (Aphanoneura) sowie der marine Tubificidae *Aktedrilus monospermathecus* (Oligochaeta) waren 2007 die individuenreichsten Fauneneinheiten. Im Rahmen der Untersuchung 2011 war *A. monospermathecus* im sog. „limnischen“ Abschnitt erneut eudominant, nur übertroffen vom Keulenpolyp *Cordylophora caspia* (Cnidaria). Auch 2012 fiel die Spitzenposition in der hierarchischen Ordnung auf *Cordylophora*. Mit den Schwesterarten *Corophium lacustre* und *C. curvispinum* (Amphipoda) gab es jedoch einen Wechsel in der Rangfolge. Der im Süßwasser als Malusart klassifizierte *A. monospermathecus* blieb aber weiterhin eudominant.

Detaillierergebnisse zur festgestellten Benthosfauna der Jahre 2007 und 2011 lassen sich KRIEG (2008b, 2011b) entnehmen.

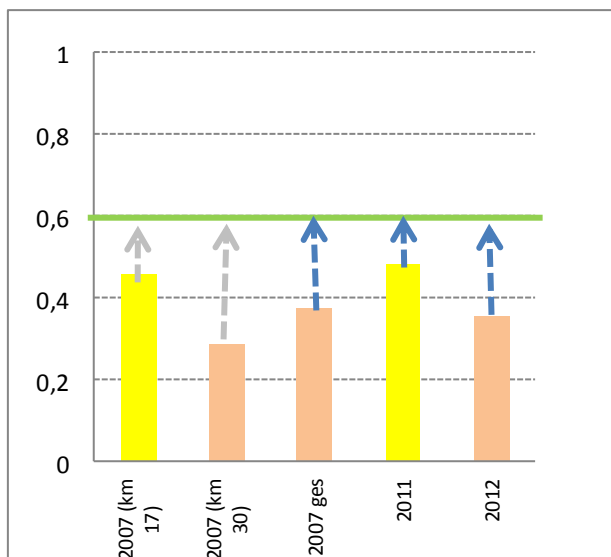
Bewertung nach AeTV+

Die Bewertung nach AeTV+ wurde auf der Grundlage der vorliegenden Daten für den WK 26035 differenziert nach Untersuchungsjahr durchgeführt. Wegen der insbesondere vergleichsweise umfangreicheren Besiedlungsvielfalt (MAZ = 23,8) und einem vergleichsweise günstigen AeTI-Wert (ist der ökologische Zustand auf der Grundlage der Qualitätskomponente Makrozoobenthos 2011 als „mäßig“ klassifiziert, allerdings mit Tendenz zu „unbefriedigend“). In der Detailbetrachtung zeigt sich am Beispiel von 2007, dass die Besiedlungsvielfalt im Bereich von km 17 deutlich höher ist als bei km 30 (Tab. 18). Entsprechend dieser Unterschiede bei den Besiedlungskennwerten erreicht die Teilbewertung bei km 17 die Qualitätsklasse „mäßig“, während bei km 30 lediglich die Klasse „unbefriedigend“ über den AeTV+ ausgewiesen wird. Der mittlere EQR-Wert (aus beiden Teiler-

gebissen) weist für den OWK 26035 für 2007 insgesamt die Qualitätsklasse „unbefriedigend“ aus. Auf der Grundlage der Daten aus 2012 signalisiert der AeTV+ ebenfalls die Zustandsklasse „unbefriedigend“ (Tab. 19). Letzteres ist v.a. durch einen ungünstigen AeTI-Wert und einer vergleichsweise geringen Diversität (ADF) bedingt (vgl. Tab. 18). Aggregiert man die Jahresergebnisse zu einer „6-Jahresbewertung“ (... durch Mittelwertbildung, siehe obenstehend Ems) ergibt sich für den Wasserkörper WK 26035 der Tideweser ein insgesamt mäßiger ökologischer Zustand mit sehr deutlicher Tendenz zu unbefriedigend ($EQR_{AeTV+_6\text{ Jahre}} = 0,407$).

Tab. 19: Bewertung des WK 26035 der Unterweser nach AeTV+ differenziert für die Jahre 2007, 2011 und 2012
Abbildung veranschaulicht die Entfernung vom Qualitätsziel „guter ökologischer Zustand“ (grüne Linie). Unbefr. = unbefriedigend.

QK Makrozoobenthos					
Tideweser Gewässertyp 22.3					
AeTV+	2007 (km 17)	2007 (km 30)	2007 ges	2011	2012
WK 26035	EQR	EQR	EQR	EQR	EQR
	0,46	0,289	0,3745	0,485	0,357
Zustandsklasse			unbefr.	mäßig	unbefr.



Bewertung Vorlandgewässer

Daten zur Besiedlung der benthischen Wirbellosenfauna an der Unterweser vorhandenen Vorlandgewässer liegen vor. Die Vorlandgewässer wie „Vor- und Hinterwerder“ oder „Rönnebecker Sand“ sind in jüngerer Vergangenheit im Rahmen von Eingriffen als Kompensationsmaßnahmen hergestellt worden. Bezogen auf die Wasserkörperfläche „Ströme der Marschen“ in der Unterweser haben die Vorlandgewässer einen Anteil von ca. 2% (s. Kap. 4.4).

Ziel der Herstellung solcher Vorlandgewässer war es, die in der Unterweser bestehenden strukturellen Defizite in Bezug auf Flachwasserzonen und Nebengewässer - mit im Vergleich zum Hauptstrom deutlich gedämpften Tidehub - zu reduzieren. Die Anlage solcher Flachwasserzonen (s.a. Kap. 4.4) sollte u.a. dazu beitragen, eine artenreichere benthische Wirbellosenfauna zu

etablieren, indem Taxa gefördert werden, die strömungsberuhigte Seitengewässer präferieren und die folgerichtig heute in der Tideweser unterrepräsentiert sind (hierzu gehören z.B. Vertreter der Insekten oder der Wasserschnecken). Auf der Grundlage der Ergebnisse mehrjähriger Erfolgskontrollen wurden die Maßnahmen hinsichtlich ihrer Ziele weitgehend als erfolgreich bewertet. Die Ergebnisse werden im Folgenden kurz zusammengefasst:

Rönnebecker Sand (HAESLOOP 2009): *„... Bereits in den ersten Jahren nach ihrer Flutung wies die neu angelegte Flachwasserzone Rönnebecker Sand eine wesentlich arten- und individuenreichere Gewässerfauna auf als die Uferbereiche des angrenzenden Unterweserabschnitts. Insbesondere gilt dies für die Faunenkomponenten Zooplankton (Ausnahme: der ästuarine Brackwassercopepode *Eurytemora affinis*) und Makrozoobenthos (Infauna). Diese Befunde unterstützen die Charakterisierung strömungsberuhigter Flachwasserbereiche unter Tideeinfluss als hochproduktive Lebensräume. Von der Zunahme der Artenvielfalt innerhalb der Wirbellosenfauna profitieren nach bisherigem Kenntnisstand allerdings überwiegend weniger anspruchsvolle, im Unterweserraum weit verbreitete Faunenvertreter. Die aktuellen Untersuchungsergebnisse zeigen, dass den neu angelegten Tidebiotopen aber auch eine Bedeutung als Lebensraum für einzelne anspruchsvolle/gefährdete Arten zukommen kann (Kleimuscheln, Zuckmücken). Ein Aufkommen von Unterwasserpflanzen, die Lebensraum für assoziierte Wirbellose und Laichsubstrat für verschiedene Fischarten bieten, konnte im Gebiet nicht festgestellt werden....“*

Vor- und Hinterwerder (BIOCONSULT 2011): *„...Nach anfänglich (1998) vergleichsweise hohen Taxazahlen, ging bis 2004 die Artenvielfalt zurück. In 2010 hat sich die Besiedlung konsolidiert, mit ca. 50 Taxa ist das Niveau von 1998 wieder erreicht. Im Vergleich dazu liegt das Benthospektrum in der Tideweser (Uferbereich) im Bereich des Polders bei nur ca. 15 Taxa. Ob sich zukünftig die Artenzahl im Vor- und Hinterwerder weiter erhöht, ist nicht zu prognostizieren. Denkbar wäre aber eine Erweiterung der typischen Fauna strömungsarmer Gewässer (u.a. Köcherfliegen, Libellen etc.). Ob und in wie weit eine deutliche Erhöhung erfolgt, hängt auch mit einer möglichen Etablierung von submersen Makrophyten zusammen.... Durch solche Maßnahmen werden örtlich Habitate wieder entwickelt, wie sie ursprünglich vor den Ausbauten der Unterweser großflächig vorhanden waren, z.B. eulitorale Flächen (hier: Süßwasserwatten), flusstypische Flachwasserzonen oder auch Altwässer. Voraussetzung, insbesondere im Hinblick auf die Schaffung von Flachwasserzonen, war die gewollte und baulich hergestellte Reduzierung des starken Tidehubs, wobei in Kauf zu nehmen ist, dass das Tidebiotop nicht über einen gesamten Tidezyklus mit der Unterweser in Verbindung steht. Insgesamt sind im Hinblick auf eine Revitalisierung der tidebeeinflussten Flussunterläufe Maßnahmen wie das Tidebiotop Vor- und Hinterwerder als sinnvoll zu bewerten, wie dies auch für ähnliche an der Unterweser durchgeführte Projekte hervorgehoben wurde (SCHUCHARDT 1997)...“*

Pastorengate (MEYERDIRKS & SCHIRMER 2003): *„...Innerhalb des Untersuchungszeitraumes haben sich an der Pastorengate natürliche oder naturnahe ästuartypische Vegetationsstrukturen ausgebildet und damit Lebensbedingungen für die assoziierte Fauna deutlich verbessert. So ist die aquatische Makrofaunazönose der Pastorengate deutlich artenreicher und vielfach individuenreicher als die der Unterweser....Die geringe Größe, der immer noch vergleichsweise hohe Tidehub (>1,5 m) und die Dominanz von Sedimentationsprozessen verhindern aber die Ansiedlung submerser Vegetation...“*

Im Lichte dieser Ergebnisse und der vorliegenden Daten wurden die Referenzbedingungen für das Modul VGBI abgeleitet (s. Kap. 4.4). Die Bewertungen wurden beispielhaft auf der Datenbasis des Vor- und Hinterwerder (aggregierte Daten, 2 Untersuchungsjahre 1998, 2010) sowie Rönnebecker Sand (aggregierte Daten, 4 saisonale Zeitpunkte 2009) durchgeführt. Die Pastorengate wurde nicht in die Bewertung einbezogen, da keine Rohdaten zur Verfügung standen. Die formalisierte Bewertung nach VGBI ergab die in Tab. 20 dargestellten Ergebnisse.

Tab. 20: Besiedlungskennwerte der Vorlandgewässer Rönnebecker Sand (RS) und Vor- und Hinterwerder (VHW) an der Unterweser und vorläufige Bewertung nach VGBI und fachliche Einschätzung (HAESLOOP 2009, BIOCONSULT 2011). STR = Stechrohr

Besiedlungskennwerte	RS	VHW
Anzahl Beprobungen	1 Jahr, 4 Zeitp.	2 Jahre, 2 Zeitp.
Erfassungsmethodik	Kescher, Stechrohre	Kescher (z.T. STR)
Gesamttaxazahl (Gesamtzahl; eco-eingestufte Taxa)	59; 46	61; 58
mittlere Individuendichte (Ind./CPUE)	>50.000	>7.000
Anzahl Großtaxagruppen	7	11
EQR - VGBI	0,55	0,67
Qualitätsklasse (formale Bewertung)	mäßig (gut)	gut
Fachliche Einschätzung nach Begleituntersuchung	„erfolgreich“	„erfolgreich“

Die Analyse der Daten für die Bewertung hat auch gezeigt, dass zur Erreichung der hier festgelegten Referenzbedingungen eine einmalige Beprobung vermutlich nicht ausreicht. Dies gilt insbesondere dann, wenn es sich um eine Gewässerstruktur handelt, die sich noch in der Entwicklung befindet. Die Entwicklung neuangelegter Gewässerstrukturen sollte daher über einen mehrjährigen Zeitraum (z.B. 2, 5, 7 Jahre nach Anlage des Vorlandgewässers) oder nach einer mehrjährigen Entwicklungszeit durch eine intensive einjährige Untersuchung (verschiedene Probenahmezeitpunkte) begleitet werden. Die abschließende Bewertung erfolgt dann auf der Grundlage der aggregierten Daten des Begleitmonitorings. Eine daran anschließende zukünftige Überprüfung könnte dann in großen zeitlichen Abständen (z.B. alle 6 Jahre) erfolgen.

Hinweis: Die Teilbewertung künstlich angelegter Vorlandgewässer sollte nur dann in die Gesamtbewertung einbezogen werden, wenn die Einbeziehung der Teilbewertung nicht zu einer Abwertung führt.

Einbeziehung des VGBI in das Gesamtergebnis (exemplarisch)

Werden die Tidebiotopergebnisse als Mittelwert des VGBI ($EQR_{\text{Vorland}} = 0,61$) aus den Einzelergebnissen Rönnebecker Sand und Vor- und Hinterwerder (Tab. 20) nach dem in Kapitel 4.4 hypothetischen Berechnungsschlüssel (auf Grundlage des Flächenanteils) einbezogen, ergibt sich folgendes Ergebnis: Unter der Annahme, dass der Flächenanteil der Tidebiotope (s. Kap. 4.4) zwischen 3 % an der WK-Fläche beträgt, ginge das Ergebnis nach dem vorläufigen Berechnungsschlüssel mit einem Anteil von etwa 10% in das nach AeTV+ ermittelte Gesamtergebnis ein. Legt man die AeTV+_{Modul1-3} Bewertung aus 2012 (0,357) zugrunde, führt die Einbeziehung der Vorlandgewässer für dieses Beispiel zu einem EQR-Zugewinn von ca. 0,03-EQR-Punkten (s.u.):

Ausgangsbasis: AeTV+ (ohne VGBI) für das Jahr 2012: EQR = 0,357 (Tab. 19) und VGBI: EQR = 0,61; Vorlandgewässeranteil am gesamten OWK ca. 3% (angenommener Wert); dies entspricht einem Anteil von VGBI-Ergebnisses von 10% am Gesamtergebnis 10% (nach vorläufigen Vorschlag, s. Übersicht Seite 68).

Berechnungsbeispiel:

$$\text{AeTV+}_{\text{inkl. VGBI}} = [(0,357 * (10-1) + (0,61 * 1)) / 10] = 0,382$$

hieraus ergibt als Beispiel für das für das Jahr 2012 ein veränderter Gesamt-EQR_{M1-4} von EQR = 0,382 also gegenüber dem „Ausgangswert ohne Vorlandgewässer“ von 0,357 ein Zugewinn von ca. 0,03 EQR-Punkten.

5.3 Elbe (Typen 20 & 22.3)

5.3.1 Typ 20

Im Rahmen der bisherigen Untersuchungen im Bereich des Gewässertyps 20, der sich von km 632 stromauf bis zur Staustufe Geesthacht erstreckt, wurden bezogen auf den OWK Elbe Ost im Verlauf der Untersuchungen seit 2007 unterschiedliche Besiedlungskennwerte ermittelt. Während 2007 die Gesamttaxazahl bei lediglich 26 lag, konnten sowohl 2010 aber auch 2012 mit bis zu 84 Taxa deutlich höhere Werte dokumentiert werden. Dies gilt auch für die Besiedlungsdichte der benthischen Wirbelosengemeinschaft, die 2010 mit 309.000 Ind./m² etwa doppelt so hoch war wie 2007. Die 2010/12 höheren Kennwerte bedingen auch eine deutlich höhere Biodiversität: ADF- und MAZ-Werte (= Mittlere Artenzahl eco-indizierter Arten & Taxa + nicht indizierter Arten, vgl. Kap.4.2). Das Modul AeTI weist mit einem Rechenwert von 1,93, analog mäßiger Zustand, dagegen für 2007 einen graduell günstigeren Wert als 2010 oder 2012 auf (2,23 vs. 2,12; s. Tab. 21). In der benthischen, wirbellosen Faunengemeinschaft dominierten die Oligochaeta qualitativ wie quantitativ. Insbesondere *Proppapus volki* (Propappidae) kam in allen Untersuchungsjahren in sehr hohen Abundanzen mit 10⁵ Ind. bis fast 10⁶ Ind./m² vor. Details zu der Besiedlungssituation sind den Berichten von KRIEG (2008 ff.) zu entnehmen.

Tab. 21: Übersicht über Besiedlungskennwerte BWF in der Tideelbe im Bereich des FG-Typs 20 (WK 33001)
 MAZ = Mittlere Taxazahl, NGT = Anzahl Großtaxagruppen, ADF = Fisher Alpha-Diversität, VGBI = Vorlandgewässer Benthos Index; N = Anzahl Probestellen auf Querprofil; n.b. = nicht bewertet

Besiedlungskennwerte	2007	2010	2012
Elbe-WK 33001 (Ost) Typ 20	N = 8	N = 8	N = 8
Gesamttaxazahl	26	84	73
MAZ	7,9	21	14,9
Abundanzsumme	1.390.87	2.472.763	2.256.840
mittlere Ind./m ²	154.541	309.095	282.105
NGT	12	10	12
ADF_mod	4,6	21,7	18,1
AeTI	1,93	2,23	2,12
VGBI	-	-	-

5.3.2 Typ 22.3

Im Bereich des Gewässertyps 22.3 (OWK Elbe West), der sich von km 632 stromab bis etwa zur Schwingemündung erstreckt, wurden im Verlauf der Untersuchungen seit 2007 auffällige Differenzen in der qualitativ-quantitativen Besiedlungsstruktur registriert. So stieg z.B. die Gesamttaxazahl von 46 (2007) auf 63 (2012) an. Ähnliches gilt auch für die übrigen Kennwerte, wie Alpha-Diversität, Mittlere Artenzahl und Anzahl Großtaxagruppen. Das Modul AeTI weist den graduell günstigsten Wert (2,34) für 2010 aus. Die interannuellen Unterschiede, bezogen auf den AeTI, sind jedoch nicht sehr deutlich, eher diskret (s. Tab. 22). Oligochaeta waren in allen Untersuchungsjahren die arten- und individuenreichste Faunengruppe. 2012 erreichten aber verschiedene Muschelarten der Gattung *Pisidium* mit > 30.000 Ind./m² lokal auf dem Fährmannssander Watt ebenfalls sehr hohe Abundanzen. Details zur Besiedlungssituation der Tideelbe sind den Berichten von KRIEG (2008 ff.) zu entnehmen.

Tab. 22: Übersicht über Besiedlungskennwerte der BWF in der Tideelbe im FG-Typ 22.3 (WK 33003)
 MAZ = Mittlere Taxazahl, NGT = Anzahl Großtaxagruppen, ADF = Fisher Alpha-Diversität, VGBI = Vorlandgewässer Benthos Index; N = Anzahl Probestellen auf zwei Querprofilen; n.b. = nicht bewertet

Besiedlungskennwerte	2007	2010	2012
Elbe-WK 33003 (West) Typ 22.3	N = 12	N = 12	N = 12
Gesamtazahl	46	56	63
MAZ	9,1	12,9	17,8
Abundanzsumme	682.201	942.806	2.589.618
mittlere Ind./m ²	56.850	78.567	215.718
NGT	8	6	9
ADF_mod	7,9	10,7	14,9
AeTI	2,66	2,34	2,49
VGBI	-	-	-

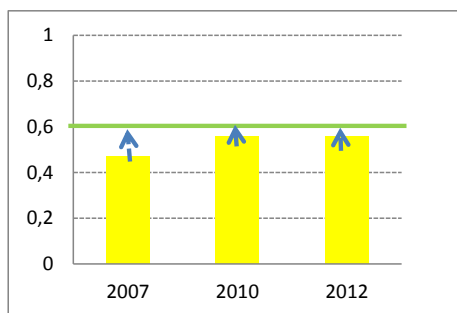
Bewertung nach AeTV+

Die Bewertung nach AeTV+ wurde auf der Grundlage der vorliegenden Daten für die WK 33001 (Elbe Ost) und WK 33003 (Elbe West) differenziert nach Untersuchungsjahr durchgeführt (s. Tab. 23 und Tab. 24). Die Wasserkörper werden nach AeTV+ durchgängig als „mäßig“ klassifiziert. Insbesondere der Wasserkörper 33001 (Elbe Ost) weist 2010 und 2012 mit EQR-Werten >0,55 eine Tendenz zur Zustandsklasse „gut“ auf. Dies gilt auch, wenn gleich weniger deutlich, für den WK 33003 (Elbe West) bezogen auf das Untersuchungsjahr 2012.

Aggregiert man die Jahresergebnisse zu einer „6-Jahresbewertung“ (.. durch Mittelwertbildung, s. dsbzgl. Ausführungen zur Ems) ergibt sich für den Oberflächenwasserkörper Elbe Ost ein insgesamt mäßiger ökologischer Zustand ($EQR_{AeTV+, 6 \text{ Jahre}} = 0,53$), allerdings mit einer leichten Tendenz zum guten ökologischen Zustand. Für den Oberflächenwasserkörper Elbe West ergibt sich gemäß $EQR_{AeTV+, 6 \text{ Jahre}} = 0,46$ ein ausgeglichener, mäßiger ökologischer Zustand.

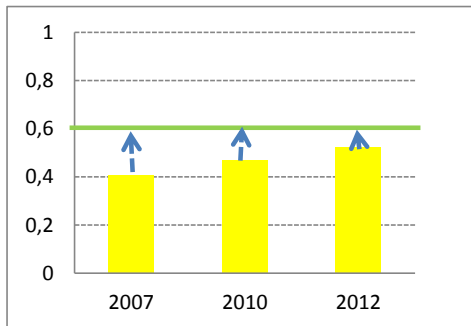
Tab. 23: Bewertung der Tideelbe, nach AeTV+ für den OWK Elbe Ost (33001)

QK Makrozoobenthos			
Tideelbe Gewässertyp 20			
AeTV+	2007	2010	2012
WK 33001	EQR	EQR	EQR
	0,471	0,557	0,556
Zustandsklasse	mäßig	mäßig	mäßig



Tab. 24: Bewertung der Tideelbe, nach AeTV+ für den OWK Elbe West (33003)

QK Makrozoobenthos			
Tideelbe Gewässertyp 22.3			
AeTV+	2007	2010	2012
WK 33003	EQR	EQR	EQR
	0,408	0,468	0,521
Zustandsklasse	mäßig	mäßig	mäßig



5.3.3 Übersicht Bewertungsergebnisse AeTV+

Abschließend ist in Tab. 25 eine Übersicht über die Bewertungsergebnisse der limnischen Wasserkörper Ems, Weser und Elbe nach AeTV+ für einzelne Untersuchungsjahre zusammengestellt, sowie als „6-Jahresbewertung“, berechnet als Mittelwert aus den Jahresergebnissen.

Tab. 25: Bewertungsergebnisse* nach AeTV+ für die limnischen Wasserkörper der Ästuarie Ems, Weser und Elbe. Die Bewertung bezieht sich auf den ökologischen Zustand. QK = Qualitätsklasse, $EQR_{6\text{Jahre}}$ = Mittelwert auf den Jahres-EQR-Werten.

* = Daten z.T. nicht AeTV-konform erhoben

EQR - AeTV+	2007	2010	2011	2012	AeTV+ EQR_{6Jahre}	QK
Ems - Wk 03003*	-	-	0,152	0,147	0,149	schlecht
Ems - Wk 06037*	-	-	0,121	0,14	0,13	schlecht
Weser - WK 26035	0,374	-	0,487	0,357	0,405	mäßig/unbefr.
Elbe Ost WK 33001	0,471	0,557	-	0,556	0,531	mäßig
Elbe West WK 33003	0,408	0,468	-	0,521	0,461	mäßig

6. Kurzzusammenfassung, Fazit und Ausblick

Im Rahmen des vorliegenden Projektes sind verschiedene Modifikationen am AeTV „klassisch“ vorgenommen worden. Hierzu gehört v.a. die standardisierte Einbindung der Parameter MAZ (mittlere Taxazahl) und der α -Diversität. Der Parameter MAZ wird im AeTV+ zudem durch die Anzahl vorkommender Großtaxagruppen gewichtet. Um die Möglichkeit zu eröffnen, charakteristische Gewässerstrukturen, auch außerhalb des Hauptstroms (hier Vorlandgewässer), die nicht über den AeTV+ bewertbar sind, in die Bewertung einbeziehen zu können, wird mit dem Vorlandgewässer Benthos Index (VGBI) ein weiteres Tool zur Verfügung gestellt, dessen Anwendung aber noch optional ist. Aufgrund der schmalen Datenbasis, sind die Klassengrenzen des VGBI z.Zt. als vorläufig zu betrachten.

Zum Gesamtergebnis des AeTV+ trägt das Modul „AeTI“ zu etwa 54% bei. Die beiden anderen Parameter haben Anteile von 36% (MAZ_{NGT}) bzw. 10% (ADF). Bezieht man den optionalen VGBI in die Bewertung, hängt dessen Beitrag zum Gesamtergebnis vom Flächenanteil des Vorlandgewässers am gesamten OWK ab. Eine vorläufige, nicht abgestimmte Methode zur prozentualen Einbeziehung des VGBI-Ergebnisses wurde vorgeschlagen.

Im Rahmen der Abstimmungen mit der begleitenden Expertengruppe wurden weiterhin Neueinstufungen der artspezifischen eco-Werte, insbesondere der Brackwasserarten vorgenommen, die in den Süßwasserabschnitten der Ästuarie nicht zu den bestimmenden Faunenelementen gehören sollten. Ein vermehrtes Vorkommen von salztoleranten/-liebenden Arten kann als Indikator auf Störungen gewertet werden. Dies gilt auch für die Vorkommen von Neozoa. Vor diesem Hintergrund ist vorgesehen, den AeTV+ um Module zu ergänzen, die Informationen zum Vorkommen von Brackwasserarten und Neozoa liefern.

Zusätzlich wird ein weiteres „Info Tool“ in das AeTV+ integriert, dass in Anlehnung an einen internen NLWKN-Ansatz (BBM) für eine benthosbasierte Bewertung von Gewässern konzipiert wird. Im Wesentlichen handelt es sich dabei um eine additive Betrachtung der artspezifischen eco-Werte.

Die Ergebnisse dieser ergänzenden Module haben nachrichtlichen Charakter und sollen die fachliche Interpretation der AeTV+-Ergebnisse unterstützen.

Fazit

Mit der Erweiterung des AeTV zum AeTV+ und den damit verbundenen Modifikationen werden auf der bisherigen Datengrundlage fachlich weitgehend plausible Bewertungsergebnisse für die betrachteten ästuarinen Gewässertypen 20 und 22.2/3 ermittelt. Die vorliegenden Resultate basieren allerdings nicht immer auf verfahrenskonformen Daten, so dass die Ergebnisse der Bewertungen von Fall zu Fall mit einer gewissen Ungenauigkeit behaftet sind. Im Rahmen zukünftiger Anwendungen sollte das Verfahren bzw. deren Bewertungsergebnisse auch weiterhin auf Plausibilität geprüft werden.

Aufgrund der Tatsache, dass der AeTV+ die summarischen Parameter MAZ, Anzahl Großtaxagruppen, ADF und VGBI in die Bewertung einbezieht, deren Ergebnisse durch die Untersuchungsintensität beeinflusst werden, ist die Einhaltung einer standardisierten Erfassungsmethodik zwingend. Hier sei auf den Mindestprobenumfang/OWK, die Untersuchungsfrequenz und das Probenahme-Design verwiesen (vgl. dazu Kapitel 3.3).

Falls zukünftig eine geringere oder umfangreichere Untersuchungsintensität je OWK/Messstelle erfolgen sollte, ist die Anpassung der derzeitigen Klassengrenzen vor dem Hintergrund der neuen Rahmenbedingungen zu prüfen.

Ausblick

An dieser Stelle sei noch ein kurzer Ausblick auf noch durchzuführende und ggf. erforderliche Arbeiten gegeben:

- Durchzuführen bleibt noch die Anpassung des AeTV+ an das ökologische Potenzial, da die zu bewertenden Wasserkörper als HMWB klassifiziert sind. Eine Anpassung ist dabei ausschließlich für das Modul „AeTI“ erforderlich. Die Referenzwerte der Module MAZ & ADF sind aus rezenten Daten abgeleitet und reflektieren also bereits das Potenzial. Für diese Parameter ist daher keine weitere Anpassung an die Potenzialbewertung notwendig.

Letzterer Aspekt ist bei der Einordnung der im Rahmen der Studie berechneten „Zustandsbewertungen“ hervorzuheben. Da die Ergebnisse bereits partiell Potenzialbewertung enthalten, können die Ergebnisse unter dem Blickwinkel „ökologischer Zustand“ erwartungsgemäß (bis zu einem gewissen Grad) zu „optimistisch“ sein. Falls sich im Rahmen von Praxistests zeigen sollte, dass das Verfahren auch auf der Basis der Potenzialbewertung fachlich nicht plausible bzw. nicht begründbare (zu positive oder zu negative) Bewertungsergebnisse liefert, ist z.B. eine Modifizierung der derzeitigen modulspezifischen Klassengrenzen erforderlich. Auf der derzeitigen, noch wenig umfangreichen Datengrundlage ist eine solche kritische Überprüfung nicht möglich.

- Im Rahmen von Praxistests sind grundsätzlich die hier definierten Klassengrenzen oder die artspezifischen eco-Werteinstufungen zu prüfen und wenn fachlich begründbar im Lichte neuer Erkenntnisse zu modifizieren. Hierzu gehört auch die Überprüfung, ob die derzeit noch gewässertypspezifisch unterschiedlichen Klassengrenzen für MAZ & ADF zukünftig typübergreifend vereinheitlicht werden können.
- Überprüfung der hier vorgeschlagenen Gewichtung der Module AeTI, MAZ und ADF. Auf der Grundlage der Ergebnisse zukünftiger Anwendungen kann es u.U. sinnvoll sein, den derzeitigen Beitrag der Module zum Gesamtergebnis kritisch zu überprüfen und ggf. auch zu verändern.
- Erstellung einer komfortablen und anwenderfreundlichen Softwarelösung für den AeTV+ (und AeTV „klassisch“) inkl. der ergänzenden Info Module. Das Tool soll sowohl die Bewertung des ökologischen Zustands als auch des ökologischen Potenzials differenziert für die ästuarinen Gewässertypen 20 und 22.3 ausweisen.

Literatur

- AKAD. NAT. & UMWELTSCH. (Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg e.V., 1995: Statuskolloquium "Neozoen - neue Tierarten in der Natur". - Tagungsführer, Fellbach.
- ALBRECHT, M. L., 1954: Die Wirkung der Kaliabwässer auf die Fauna der Werra und Wipper. - Z. Fischerei und Hilfswissenschaften N.F. 3: 401-426, Berlin, Leipzig.
- BERLIN, A. & THIELE, V., 2001: Rote Liste der gefährdeten Köcherfliegen Mecklenburg-Vorpommerns. Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin, 44 S.
- BERLIN, A. & THIELE, V., 2002: Trichoptera in assessment and classification of streams in the lowlands of north-eastern Germany. Proc. 10th Int. Symp. Trichoptera - Nova Suppl. Ent., Keltern, 15, 481-490.
- BERLIN, A., 1995: Ökologische Bewertung typischer Fließgewässerabschnitte an der Nebel über Trichopteren als Bioindikatoren. - In: MEHL, D. & THIELE, V. (Hrsg.): Ein Verfahren zur Bewertung nordostdeutscher Fließgewässer und deren Niederungen unter besonderer Berücksichtigung der Entomofauna. Nachr. entomol. Ver. Apollo, Frankfurt/Main, Suppl. 15, 185-200.
- BIOCONSULT, 2008/2009a: Biologisches Monitoring während des Sommerstau der Tideems 2008 & 2009. AG: NLWKN Aurich.
- BIOCONSULT, 2009b: Vorschlag eines WRRL-konformen Bewertungsverfahrens für das Makrozoobenthos tideoffener Marschengewässer in den Einzugsgebiet von Ems, Weser und Elbe. AG: NLWKN Brake-Oldenburg.
- BIOCONSULT, 2013: Ein benthosbasiertes Bewertungsverfahren für nicht tideoffene Marschengewässer (MGBI) in den Einzugsgebieten von Ems, Weser und Elbe nach EG-WRRL. AG: NLWKN Stade.
- BÖHMER, J., RAWER-JOST, C. & ZENKER, A., 2003: Ökologische Fließgewässerbewertung auf der Basis des Makrozoobenthos - Weiterentwicklung und Umsetzung gemäß den Zielsetzungen der Wasserrahmenrichtlinie der EU. Abschlussbericht im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), 60 S.
- BORJA A., J. FRANCO, V. PÉREZ, 2000: A marine biotic index to establish the ecological quality of softbottom benthos within European estuarine and coastal environments; Mar.Poll.Bull. 40(12) 1100-1114.
- BORJA A., J. FRANCO, V. VAENCIA, J. BALD, I. MUXIKA, M.J. BELZUNCE & O. SOLAUN, 2004: Implementation of the European water framework directive for the Basque country (northern Spain): a methodological approach.; Mar.Poll.Bull. 48: 209-218.
- BORJA, A. & I. MUXIKA, 2005: Guidelines for the use of AMBI (AZTI's marine biotic index) in the assessment of the benthic ecological quality. Marine Pollution Bulletin, 50: 787-789.

- BORJA, A. I. MUXIKA & J. FRANCO, 2003: The application of a Marine Biotic Index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts; *Mar. Poll. Bull.* 46: 835-845.
- BUSCH, D., M. SCHIRMER, B. SCHUCHARDT & P. ULLRICH, 1984: Historical changes of the River Weser. In: Petts, G.E., A.L. Roux & H. Möller (eds.): *Historical Change of Large Alluvial Rivers: Western Europe*. J. Wiley & Sons, Chichester, 297-321.
- CLARKE, K.R. & R.M. WARWICK, 2001: *Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*, 2nd edition, PRIMER-E: Plymouth.
- DAHL, F., 1893: Untersuchungen über die Thierwelt der Unterelbe. – *Ber. Komm. wiss. Unters. dtsch. Meere*, 3: 151-185.
- DAUVIN, J. & T. RULLET, 2007: Polychaeta/amphipod ratio revisited. *Mar. Poll. Bull.* 55, 215 – 224.
- DEN HARTOG, C., VAN DEN BRINK, F. W. B. & G. VAN DER VELDE, 1992: Why was the invasion of the river Rhine by *Corophium curvispinum* and *Corbicula* species so successful? – *J. Nat. Hist.* 26, 1121-1129.
- DZWILLO, M., 1966: Untersuchungen über die Zusammensetzung der Tubificidenfauna im Bereich des Hamburger Hafens. – *Abh. u. Verh. d. Naturw. Ver. Hamburg* 11, 101-116.
- EISELER, B., 2005: Bildbestimmungsschlüssel für die Eintagsfliegenlarven der deutschen Mittelgebirge und des Tieflandes.- *Lauterbornia* 53: 1-112
- FISHER, R. A., CORBET, A. S. & C. B. WILLIAMS, 1943: The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. – *J. Anim. Ecol.* 12, 42-58.
- GARMS, R., 1961: Biozönotische Untersuchungen an Entwässerungsgräben in Flussmarschen des Elbe-Aestuars. – *Arch. Hydrobiol./Suppl.* 26/I (3/4), S. 344–462.
- GEBHARDT, H., R. KINZELBACH, S. SCHMIDT-FISCHER (Hrsg.), 1996: Gebietsfremde Tierarten. Auswirkung auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Situationsanalyse. - *EcoMed Landsberg*, 14 S.
- GEITER, O., HOMMA, S. & R. KINZELBACH, 2002: Bestandsaufnahme und Bewertung von Neozoen in Deutschland. Untersuchung der Wirkung von Biologie und Genetik ausgewählter Neozoen auf Ökosysteme und Vergleich mit den potentiellen Effekten gentechnisch veränderter Organismen. – UBA Berlin, UBA-FB 215, 290 S.
- GIERE, O. & O. Pfannkuche, 1982: Biology and Ecology of marine oligochaeta, a review. *Oceanogr. - Mar. Biol. Ann. Rev.*, 20, 173-308.
- GLÖER, P. & MEIER-BROOK, C., 2003: Süßwassermollusken. – DJN, Hamburg, 13. Aufl., 134 S.
- GLÖER, P., 2002: Mollusca I. Die Süßwassergastropoden Nord- und Mitteleuropas. – In: DAHL, F. (Hrsg.): *Die Tierwelt Deutschlands*. 73. Teil. – ConchBooks Hackenheim, 327 S.
- GOLLASCH, S., 1998: Untersuchungen des Arteneintrages durch den internationalen Schiffsverkehr unter besonderer Berücksichtigung nichtheimischer Arten. – Verlag Dr. Kovac, 210 S.

- GRABEMANN, I., A. MÜLLER & B. KUNZE, 1993: Ausbau der Unter- und Außenweser. Morphologie und Hydrologie. - In: UVP-FÖRDERVEREIN (Hrsg.), Umweltvorsorge für ein Fluß-Ökosystem. Vertrieb für Bau- und Planungsliteratur, Dortmund: 21-36.
- GREUNER-PÖNICKE, BBS, HEINZEL, M., GETTNER, O. & M. VOIGT, 2005: Grundlagenerhebung an künstlichen Marschgewässern - Exemplarische Ermittlung des ökologischen Potenzials. Endbericht. Unveröff. Gutachten i.A. LANU SH, Flintbek, 102 S.
- GRIMM, R., 1968: Biologie de gestauten Elbe. Die Auswirkungen der Staustufe Geesthacht auf die benthale Fauna im oberen Grenzbereich des Elbe-Aestuars. – Arch. Hydrobiol. Suppl. 31 (Elbe-Aestuar 3): 281-378.
- GRIMM, R., 1979: Die Entwicklung der litoralen Fauna in der Elbe. Ökologische Indikatorfunktion des Makro- und Meiobenthos im Bereich einer „verbauten“ Elbestrecke unter besonderer Berücksichtigung der Naididae (Oligochaeta). - Arch. Hydrobiol./Suppl. 43 (Elbe-Aestuar 4): 236-264.
- HAAS, G., 2002: Entwicklung der Makro-Invertebratengemeinschaft im hessischen Rhein- und Untermainabschnitt in den Jahren 1993 bis 1999. – Hess. LA Umwelt & Geol. Wiesbaden, 176 S.
- HAESLOOP, U., 2010: Funktionskontrolle Flachwasserzone Rönnebecker Sand. Gewässerfauna. Endbericht – Untersuchungs-jahr 2009. Gutachten, unveröff., i.A. WSA Bremerhaven. – Haesloop, Gewässerbiologie, Bremen, 33 S.
- HAYBACH, A., 1998. Die Eintagsfliegen (Insecta: Ephemeroptera) von Rheinland-Pfalz – Zoogeographie, Faunistik, Ökologie, Taxonomie und Nomenklatur. Dissertation Mainz, 417 pp.
- HAYBACH, A., 2006: Die Eintagsfliegen von Rheinland-Pfalz (Insecta: Ephemeroptera).- Mainzer Naturwiss. Arch., Beiheft 29, Mainz, 129 S.
- HENGVELD, R., 1988: Mechanisms of biological invasions. - Journal of Biogeography 15, 819 - 828.
- HERING, D., MEIER, C., RAWER-JOST, C., FELD, C. K., BISS, R., LOHSE, S. & BÖHMER, J., 2004: Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: selection of candidate metrics. Limnologica 34: 398-415.
- HEYER, K. & H.-J. KRIEG, 2011: Interkalibrierung der Makrozoobenthosbewertungsmethoden für die Übergangsgewässer. Arbeiten im Rahmen der NEA GIG (North East Atlantic Geographical Intercalibration Group). Zwischenbericht. – In: NLWKN Brake/Oldenburg (Hrsg.): Interkalibrierung der Küsten- und Übergangsgewässer in Niedersachsen 2010. Berichte NLWKN 1/2011. – Witt NLWKN Oldenburg.
- HEYER, K., 2007: Intercalibration report (NEA GIG). Assessment of German coastal waters (NEA1/26, NEA3/4) by benthic invertebrates. - Im Auftrag des NLWKN Brake/Oldenburg, unveröff., 13 S.
- HEYER, K., 2009: Bestimmung von deutschen Referenzwerten für das ‚M-AMBI-Bewertungsverfahren‘ und Neuberechnung der Daten des NLWKN Praxistests sowie der Hamburger und Schleswig-Holsteiner Monitoringstationen. - Bericht im Auftrag des NLWKN Brake/Oldenburg, unveröff., 76 S.

- HOLDGATE, M. W., 1986: Summary and conclusions: characteristics and consequences of biological invasions. In: Philosophical Transactions of the Royal Society of London B 314 (Quantitative Aspects of the Ecology of Biological Invasions): 733-742.
- HÖPNER, T., 1996: Die Ems – der kleine Tieflandstrom. – In: LOZÁN, J. & H. KAUSCH (Hrsg.), Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren. Parey-Verlag, Berlin: 52-59.
- Jäger, Z., 2009: KRW-Maatlat vis overgangswater Eems-Dollard. RWS Waterdienst.
- KAUSCH, H., 1996: Begriffserklärungen und Abkürzungen. – In: LOZÁN, J. L. & H. KAUSCH (Hrsg.): Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren. – Parey Verl. Berlin, 356-362.
- KINZELBACH, R., 1978: Veränderungen der Fauna des Oberrheins. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 11 Karlsruhe, 291-301.
- KINZELBACH, R., 1987: Die Tierwelt im Rhein nach dem November 1986. – Natur und Landschaft 62 (9), 521-526.
- KINZELBACH, R., 1991: Die Körbchenmuschel *Corbicula fluminalis*, *Corbicula fluminea* und *Corbicula fluviatilis* in Europa (Bivalvia, Corbiculidae). – MZ. Naturwiss. Arch. 29, 215-228.
- KINZELBACH, R., 1996: Die Neozoen. – In: Neophyten, Neozoen – eine Gefahr für die heimische Natur? – Verlag Günter Heimbach, Ostfildern, 71 -76.
- KINZELBACH, R., 1998a: Biodiversität und Klima. – In: LOZÁN, J. L., H. GRAßL, P. HUPFER (Hrsg.), Warnsignal Klima. Wissenschaftliche Fakten. – Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg, 298 - 302.
- KINZELBACH, R., 1998b: Neozoen in Europa: Status und Dynamik. – In: Gebietsfremde Organismen in Deutschland. Ergebnisse eines Arbeitsgespräches am 5. und 6. März 1998 „Die rechtliche Regulierung nichtheimischer Organismen im Vergleich zu gentechnisch veränderten Organismen. – Umweltbundesamt Berlin: 51 – 61.
- KINZELBACH, R., 1999: Neozoen: Gebietsfremde Tierarten. – In: G. GUNDEL (Hrsg.) Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie. Bd. 3B: Aquatische Systeme: 72 - 91.
- KINZELBACH, R., 2001: Interaction of Climate and Biodiversity. – In: LOZÁN, J. L., H. GRAßL, P. HUPFER (Eds.), Climate of the 21st Century: Changes and Risks. – Hamburg: 296 – 300.
- KÖNIG, B., 2003: Prüfung von Makrozoobenthosproben auf Einheitlichkeit der Besiedlung – ein einfaches mathematisches Homogenitätskriterium. – Hydrol. u. Wasserbewirt. Koblenz 47 (2), 67-70.
- KOTHÉ, P., 1961: Hydrobiologie der Oberelbe. – Arch. Hydrobiol. Suppl. Elbe-Aestuar 26: 221-343.
- KRIEG, H.-J., 1995: Untersuchungen zur Ermittlung der biologisch leicht abbaubaren, organischen Belastung an 25 Stationen Hamburger Oberflächengewässer 1995. Ergebnisse der Untersuchungen des heterotrophen Aufwuchses (Mikrozoobenthos) und der Besiedlung auf exponierten Standardharts substraten und Steinschüttungen (Makrozoobenthos). Unveröff. Gutachten i. A. d. FHH Umweltbehörde Hamburg, Amt f. Umweltschutz -UB/H2. – HUuG Tangstedt, 10 S. + Anhang.
- KRIEG, H.-J., 1996a: Beschaffenheit der Elbe (nichtstationäre Messungen). Biologische Gewässergüteuntersuchungen in der Elbe. – In: UMWELTBEHÖRDE HAMBURG (Hrsg.): Wassergütemessnetz Hamburg. Elbe und Nebengewässer. Jahresbericht 1995, S. 25-28.

- KRIEG, H.-J., 1996b: Investigation on the occurrence and distribution of benthic fauna along a transect in the transition zone between fresh and brackish water on both sides of Lühe-sand at km 648,5 in the Lower Elbe. – Arch. Hydrobiol./Suppl. 110 (2/3), Unters. Elbe-Ästuar 7, 283-309.
- KRIEG, H.-J., 2000: Untersuchungen zur Ermittlung der biologisch leicht abbaubaren, organischen Belastung an 23 Stationen Hamburger Oberflächengewässer in 2000. Ergebnisse der Untersuchungen des heterotrophen Aufwuchses (Mikrozoobenthos) auf Glasobjektträgern sowie ein Vergleich der Besiedlung der Wirbellosenfauna (Makrozoobenthos) auf Steinschüttungen der Uferbefestigungen und exponierten Standardharts substraten in der limnischen Tideelbe. Unveröff. Gutachten i.A. FH Hamburg, Umweltbehörde/H 2. – H.-J. Krieg - HUuG Tangstedt, 14 S.
- KRIEG, H.-J., 2002: Biomonitoring der Amphipodenfauna in der Oberen, Mittleren und Unteren Elbe. Erste Ergebnisse aus 2001. Veröff. Gutachten i.A. ARGE ELBE, Wassergütestelle Elbe Hamburg. – Krieg – HUuG Tangstedt, 13 S.
- KRIEG, H.-J., 2005: Die Entwicklung eines modifizierten Potamon-Typie-Index (Qualitätskomponente benthische Wirbellosenfauna) zur Bewertung des ökologischen Zustands der Tideelbe von Geesthacht bis zur Seegrenze. F+E-Vorhaben i. A. der ARGE ELBE, Wassergütestelle Elbe, Hamburg. – Krieg, Beratender Biologe - HUuG Tangstedt: 38 S.
- KRIEG, H.-J., 2006: Prüfung des erweiterten Aestuar-Typie-Indexes (AeTI) in der Tideelbe als geeignete Methode für die Bewertung der Qualitätskomponente benthische Wirbellosenfauna gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie im Rahmen eines vorläufigen Überwachungskonzeptes (Biomonitoring). Praxistest AETI anhand aktueller Daten der wirbellosen Bodenfauna (Zoobenthos) im Untersuchungsraum Tideelbe (2005) und Konzept zur Probenahme-strategie sowie Design und Probenauf- und Bearbeitung. Gutachten (veröff.) i. A. ARGE ELBE – Sonderaufgabenbereich Tideelbe, FH Hamburg/BSU/WGEIbe. – Krieg, Beratender Biologe - HUuG Tangstedt: 48 S.
- KRIEG, H.-J., 2007: Vorgezogene, überblicksweise Überwachung der Tideelbe – Durchführung der Untersuchung und Bewertung der Oberflächenwasserkörper des Tideelbestroms (QK benthische wirbellose Fauna) in 2006. – Gutachten (veröff.) i. A. ARGE ELBE – Sonderaufgabenbereich Tideelbe, FH Hamburg/BSU/WGEIbe. – Krieg, Beratender Biologe - HUuG Tangstedt: 41 S.
- KRIEG, H.-J., 2008a: Prüfung des Ästuartypieverfahrens als potentiell geeignete Methode für die Bewertung der QK benthische wirbellose Fauna gemäß EG-WRRL für das Emsästuar (2007). Praxistest i. A. NLWKN Oldenburg (unveröff.). - Krieg, Beratender Biologe - HUuG Tangstedt: 31 S.
- KRIEG, H.-J., 2008b: Prüfung des Ästuartypieverfahrens (AeTV) als geeignete Methode für die Bewertung der Qualitätskomponente benthische wirbellose Fauna gemäß EG-WRRL für das Weserästuar (2007). Unveröff. Gutachten i. A. NLWKN Betriebsstelle Oldenburg/Brake. – Krieg – Beratender Biologe, HUuG Tangstedt: 33 S. inkl. Anhang.
- KRIEG, H.-J., 2008c: Überblicksweise Überwachung der Tideelbe 2007 – Biomonitoring und Bewertung der Oberflächenwasserkörper des Tideelbestroms (QK benthische wirbellose Fauna). Veröff. Gutachten i. A. ARGE ELBE – Sonderaufgabenbereich Tideelbe, FH Hamburg/BSU/WGEIbe. – Krieg, Beratender Biologe - HUuG Tangstedt: 47 S.

- KRIEG, H.-J., 2010: Untersuchung der wirbellosen Bodenfauna im Rahmen des IKSE-Messprogramms 2009 und Bewertung der OWK Elbe (Ost) und OWK Hafen (Tideelbe). Veröff. Gutachten i. A. IKSE & FH Hamburg/BSU/ Wassergütestelle Elbe. – Krieg, Beratender Biologe – HUuG Tangstedt: 20 S. + Anhang.
- KRIEG, H.-J., 2011a: Überblicksweise Überwachung der Tideelbe anhand der QK benthische wirbellose Fauna. Durchführung der Untersuchung und Bewertung der Oberflächenwasserkörper des Tideelbestroms in 2010. Koordinierungsraum Tideelbe. Veröff. Gutachten i. A. FGG Elbe Magdeburg. – Krieg, Beratender Biologe – HUuG Tangstedt: 41 S.
- KRIEG, H.-J., 2011b: Überblicksweise Überwachung des Weserästuars anhand der QK benthische wirbellose Fauna. Durchführung der Untersuchung und Bewertung der Oberflächenwasserkörper mit dem Ästuartypieverfahren in 2011. Veröff. Gutachten i. A. NLWKN Betriebsstelle Oldenburg/Brake, Dienstgebäude Norderney. – Krieg – Beratender Biologe, HUuG Tangstedt: 33 S. inkl. Anhang.
- KRIEG, H.-J., 2011c: Überblicksweise Überwachung des Emsästuars anhand der QK benthische wirbellose Fauna. Durchführung der Untersuchung und Bewertung der Oberflächenwasserkörper mit dem Ästuartypieverfahren in 2011. Veröff. Gutachten i. A. NLWKN Betriebsstelle Oldenburg/Brake, Dienstgebäude Norderney. – Krieg – Beratender Biologe, HUuG Tangstedt: 32 S. inkl. Anhang.
- KRIEG, H.-J., 2011d: Najadenbefischung im Reiherstieg (Hamburger Hafen im März 2011). Bergung von Großmuscheln im Maßnahmengebiet Reiherstieg und deren Umsetzung. Unveröff. Gutachten i.A. HPA Hamburg. – Beratender Biol. H.-J. Krieg, HUuG Tangstedt, 22 S. inkl. Anhang.
- KRIEG, H.-J., 2013a: Die Untersuchung der Qualitätskomponente benthische Wirbellosenfauna gem. WRRL und Koordinierten Elbemessprogramm 2012 (KEMP 2012) in den Oberflächenwasserkörpern (OWK) der Tideelbe. Veröff. Gutacht. i.A. FH Hamburg/BSU/AfU/Wasserwirtschaft. – Krieg, Beratender Biologe – HUuG Tangstedt: 30 S.
- KRIEG, H.-J. (2013b): Überwachung der limnischen Weser anhand der QK benthische wirbellose Fauna. Durchführung der Untersuchung und Bewertung der limnischen Oberflächenwasserkörper mit dem AeTV+ in 2012. Veröff. Gutachten i. A. NLWKN Betriebsstelle Oldenburg/Brake, Dienstgebäude Brake. – Krieg, Beratender Biologe, HUuG Tangstedt, 18 S.
- LANU (Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein), 2001: Leitbilder für die Fließgewässer in Schleswig-Holstein. – Kiel, 62 pp.
- LORENZ, A., HERING, D., FELD, C. K. & P. ROLAUFFS, 2004: A new method for assessing the impact of hydromorphological degradation on the macroinvertebrate fauna of five German stream types. – Hydro-biologia 516, 107-127.
- McMAHON, R. F., 1991: Mollusca: Bivalvia. – In: THORP, J. H. & A. P. COVICH (Eds.): Ecology and classification of North American freshwater invertebrates. – Acad. Press Orlando, 315-399.
- McMAHON, R. F., 2000: Invasive characteristics of the freshwater pest bivalve *Corbicula fluminea*. – In: CLAUDI, R. & J. H. LEACH (Eds.): Nonindigenous freshwater organism. Vectors, biology and impacts. – Lewis Publ. Boca Raton, 315-343.

- MEIER, C., BÖHMER, J., HAASE, P., LORENZ, A., RAWER-JOST, C., ROLAUFFS, P., SCHINDEHÜTTE, K., SCHÖLL, F., SUNDERMANN, A., ZENKER, A. & D. HERING, 2006a: Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben. UBA, UFOPLAN-Nr. 20224 223, 198 Seiten.
- MEIER, C., BÖHMER, J., HAASE, P., LORENZ, A., RAWER-JOST, C., ROLAUFFS, P., SCHINDEHÜTTE, K., SCHÖLL, F., SUNDERMANN, A., ZENKER, A. & D. HERING, 2006b: Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung. Stand Mai 2006. www.fliessgewaesserbewertung.de
- MEISTER, A., 1997: Lebenszyklus, Autökologie und Populationsökologie der Körbchenmuscheln *Corbicula fluminea* und *Corbicula fluminalis* (Bivalvia, Corbiculidae) im Inselrhein. – Diss. TH Darmstadt.
- MICHAELIS, H., 1994: Der Schwund echter Brackwasserarten in Ästuaren und kleinen Mündungsgewässern. – In : LOZÁN, J. L., E. RACHOR, K. REISE, H. v. WESTERNHAGEN & W. LENZ (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer. Wissenschaftliche Fakten. – Blackwell Wiss.-Verl., Berlin, 178-181.
- MOOG, O., 1995: Fauna Aquatica Austriaca. Lieferung Mai/95, Wien.
- MUXIKA I., A. BORJA & J. BALD, 2007: Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive; Mar.Poll.Bull. 55(1-6):16-29.
- MUXIKA, I., BORJA, A. & W. BONNE, 2005: The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. – Ecol. Indicators 5, 19-31.
- NEHRING, S. & H. LEUCHS, 1999: Neozoa (Makrozoobenthos) an der deutschen Nordseeküste. Eine Übersicht. – 131 pp., Bundesanstalt für Gewässerkunde, Bericht BfG-1200, Koblenz.
- NEU, P. J., 2010: Bewertung der aktuellen Bestimmungsliteratur für Köcherfliegen (Insecta: Trichoptera) in Deutschland. – Lauterbornia 71, 55-77.
- NLÖ, 2001: Gewässergütebericht 2000. - Oberirdische Gewässer 13/2001: 40.
- NLWKN (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Norden) (Hrsg.), 2010: Küstengewässer und Ästuar. Umsetzung der EG-WRRL Bewertung des ökologischen Zustands der niedersächsischen Übergangs- und Küstengewässer. – NLWKN Brake/Oldenburg.
- PEARSON, T.H. & R. ROSENBERG, 1978: Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment; Oceanogr.Mar. Biol. Ann. Rev.: 16, 229 – 311.
- PETERMEIER, A., SCHÖLL, F. & T. TITTIZER, 1994: Historische Entwicklung der aquatischen Lebensgemeinschaft (Zoobenthos und Fische) im deutschen Abschnitt der Elbe. Gutachten i. A. des BM f. Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. - BfG Koblenz: 173 S.
- POTTGIESSER, T. & M. SOMMERHÄUSER, 2004: VIII-2.1 Fließgewässertypologie Deutschlands. Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. - In: STEINBERG, C., CALMANO, W., KLAPPER, H. & R.-D. WILKEN (Hrsg.): Handbuch Angewandte Limnologie. 19. Ergänzungslieferung 7/04.- Ecomed Landsberg, 1-16.

- POTTGIESSER, T. & M. SOMMERHÄUSER, 2008: Biozönotisch bedeutsame Fließgewässertypen Deutschlands. <http://www.umweltbundesamt.deSTAWA>.
- RACHOR, E., R. BÖNSCH, K. BOOS, F. GOSELCK, M. GROTHJAHN, C.-P. GÜNTHER, M. GUSKY, L. GUTOW, W. HEIBER, P. JANTSCHIK, H.-J. KRIEG, R. KRONE, P. NEHMER, K. REICHERT, H. REISS, A. SCHRÖDER, J. WITT & M. L. ZETTLER (in press): Rote Liste und Artenliste der bodenlebenden wirbellosen Meerestiere.
- REINCKE, H., 1995: Wie hat sich die Gewässerqualität im Elbeeinzugsgebiet verändert? - In: UMLTBEHÖRDE HAMBURG (Hrsg.), Situation der Elbe 5 Jahre nach der Wende. 7-23.
- REINHOLD, M. & T. TITTIZER, 1997: Zur Rolle von Schiffen als Vektoren beim Faunenaustausch Rhein/Main/Main-Donau-Kanal/Donau. – Gewässerkundliche Mitteilungen 41 (5), 199-205.
- REINHOLD, M. & T. TITTIZER, 1999: Verschleppung von Makrozoen durch Kühlwasserfilter eines Schiffes. – Wasser & Boden 51 (1+2), 61-66.
- REINHOLD, M., 1999: Verschleppung durch Binnenschiffe als Möglichkeit anthropochorer Ausbreitung von Makroinvertebraten in Zusammenhang mit dem Faunenaustausch Rhein/Main/Main-Donau-Kanal/Donau. – Dissertation der Georg-August-Universität zu Göttingen.
- REISE, K., S. GOLLASCH, W. J. WOLFF, 1999: Introduced marine species of the North Sea coasts. – Helgoländer Meeresuntersuchungen 52.
- REMANE, A. & C. SCHLIEPER, 1958: Ökologie des Brackwassers. – In: THIENEMANN, A. (Hrsg.): Die Binnen-gewässer, Bd. 22. - Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 217 S.
- REMANE, A. , 1969: Wie erkennt man eine genuine Brackwasserart? - Limnologica 7, 9-21.
- SCELLENBERG, A., 1942: Krebstiere, Crustacea IV: Flohkrebse oder Amphipoda. – In: Dahl, F. (Hrsg.): Die Tierwelt Deutschlands, 40, IV, 1-252.
- SCHLIENZ, W., 1923: Verbreitung und Verbreitungsbedingungen der höheren Krebse im Mündungsgebiet der Elbe. - Arch. Hydrobiol. Bd. 14: 429-452.
- SCHMEDTJE, U. & M. COLLING, 1996: Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. - Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 4/96, München, 543 S.
- SCHMITZ, W., 1960: Die Einbürgerung von *Gammarus tigrinus* SEXTON auf dem europäischen Kontinent. – Arch. Hydrobiol. 57, 223-225.
- SCHÖLL, F. & FUKSA, J., 2000: Das Makrozoobenthos der Elbe vom Riesengebirge bis Cuxhaven. – BfG Koblenz: 28 S.
- SCHÖLL, F., 1998: Bemerkenswerte Funde aus der Elbe: Erstnachweis von *Corbicula fluminea* bei Krümmel und Massenvorkommen von *Oligoneuriella rhenana* i der Oberelbe. – Lauterbornia 33, 23-24.
- SCHÖLL, F., T. TITTIZER, T. BEHRING & M. WANITSCHKE, 1995: Faunistische Bestandsaufnahme an der Elbsohle zur ökologischen Zustandsbeschreibung der Elbe und Konzeption von Sanierungsmaßnahmen. – BfG Koblenz, UBA-F+E-Vorhaben 0880, 48 S.

- SCHÖLL, F. & A. HAYBACH, 2001: Bewertung von großen Fließgewässern mittels Potamon-Typie-Index (PTI). Verfahrensbeschreibung und Anwendungsbeispiele. – BfG Koblenz, Mitt. 23, 28 S.
- SCHÖLL, F., A. HAYBACH & B. KÖNIG, 2005: Das erweiterte Potamontypieverfahren zur ökologischen Bewertung von Bundeswasserstraßen (Fließgewässertypen 10 und 20: kies- und sandgeprägte Ströme, Qualitätskomponente Makrozoobenthos) nach Maßgabe der EU-Wasserrahmenrichtlinie. – Hydrologie und Wasserwirtschaft, 49, Heft 5, 234-247.
- SCHUCHARDT, B., 1995: Die Veränderung des Tidenhubs in den inneren Ästuaren von Eider, Elbe, Weser und Ems. Ein Indikator für die ökologische Verformung der Gewässer.- Naturschutz und Landschaftsplanung 27 (6): 211-217.
- SCHUCHARDT, B., BUSCH, D., SCHIRMER, M. & K. SCHRÖDER, 1985: Die aus Fangstatistiken rekonstruierbare Bestandsentwicklung der Fischfauna der Unterweser seit 1891: ein Indikator für Störungen des Ökosystems. Natur und Landschaft 60, 11: 441-444
- SCHUCHARDT, B., HAESLOOP, U. & M. SCHIRMER, 1993: The tidal freshwater reach of the Weser Estuary: riverine or estuarine?- Neth. J. Aquatic Ecol. 27 (2-4), 215-226.
- SCHUCHARDT, B., J. SCHOLLE, S. SCHULZE & T. BILDSTEIN, 2007: Vergleichende Bewertung der ökologischen Situation der inneren Ästuarie von Eider, Elbe, Weser und Ems: Was hat sich nach 20 Jahren verändert? - In: GÖNNERT, G., B. PFLÜGER & J.-A. BREMER (Hrsg.), Von der Geoarchäologie über die Küstendynamik zum Küstenzonenmanagement - Coastline Reports 9. 15-26.
- SCHUCHARDT, B. & J. SCHOLLE, 2009: Estuaries.- Wadden Sea Quality Status Report.- Thematic report 16, Wilhelmshaven: 1 - 19.
- SIEFERT, W. & J. JENSSEN, 1993: Fahrrinnenvertiefungen und Tidewasserstände in der Elbe. Hansa 130, 10, 119125.
- STEUWER, K., 2011: Schrift. Mitt. - qual.-quant. Diagnostik MZB Weser- und Emsästuar 2011. Oldenburg
- STEUWER, K., 2012: Schrift. Mitt. - qual.-quant. Diagnostik MZB limnische Weser 2012. Oldenburg
- STREIT, B., 1991: Verschleppung, Verfrachtung und Einwanderung von Tierarten aus der Sicht des wissenschaftlichen Naturschutzes. - In: HENLE, K. & G. KAULE (Hrsg.): Arten- u. Biotopschutzforschung Bundesrepublik Deutschland Jülich, 208-224 S.
- TAYLOR, L.R., 1978: Bates, Williams, Hutchinson – a variety of diversities. In: Diversity of insect faunas, ed. L.A. MOUND & N. WARLOFF, 1 – 18. Oxford, UK: Blackwell.
- TEIXEIRA, H., F. SALAS, M. PARDAL, J. MARQUES, 2007: Applicability of ecological evaluation tools in estuarine ecosystems: the case of the lower Mondego estuary (Portugal).Hydrobiologia 587, 101 - 112
- TITTIZER, T., F. SCHÖLL & M. SCHLEUTER, 1990: Beitrag zur Struktur und Entwicklungsdynamik der Benthalfauna des Rheins von Basel bis Düsseldorf in den Jahren 1986 und 1987. - Limnologie aktuell 1 (Biologie des Rheins), G. Fischer Verl. Stuttgart-Jena-New York, 293-323 S.

- TITTIZER, T., SCHÖLL, F., BANNING, M., HAYBACH, A. & M. SCHLEUTER, 2000: Aquatische Neozoen im Makrozoobenthos der Binnenwasserstraßen. – *Lauterbornia* 37, 72 S.
- VAN DER VELDE, G., RAJAGOPAL, S., KELLEHER, B., MUSKO, I. B. & A. BIJ DE VAATE, 2000: Ecological impact of crustacean invaders: General considerations and examples from the river Rhine. – In: SCHRAM, F. R. (Ed.): *The biodiversity crisis and crustacea*. Proc. 4th Internat. Crust. Congr. Amsterdam. – *Crustacean Issues* 12, 3-33.
- WETZEL, M. A., VON DER OHE, P. C., MANZ, W., KOOP, J. H. E. & D.-S. WAHRENDORF, 2012: The ecological quality status of the Elbe estuary. A comparative approach on different benthic biotic indices applied to a highly modified estuary. – *Ecol. Indicators* 19, 118-129.
- WETZEL, V., 1987: Der Ausbau des Weserfahrwassers von 1921 bis heute. *Jb. Hafenbautechnische Gesellschaft* 42, 83-105.
- WGE (Wassergütestelle Elbe Hrsg., (2007a: Steckbrief Typ 22.3 (Subtyp Tideelbe). Ströme der Marschen. QK benthische Wirbellosenfauna i.A. WGEIbe BSU Hamburg. – Krieg, HUuG Tangstedt.
- WGE (Wassergütestelle Elbe Hrsg.), 2007b: Steckbrief Typ 20 (Subtyp Tideelbe). Sandgeprägter, tidebeeinflusster Strom des Tieflandes. QK benthische Wirbellosenfauna i.A. WGEIbe BSU Hamburg. – Krieg, HUuG Tangstedt.
- WIELAND, P., 1992: Deichschutz und Binnenentwässerung im Eidergebiet. In: DVWK (Hrsg.): *Historischer Küstenschutz*, Verlag Konrad Wittwer, Stuttgart, 463-486.
- WITT, J. & A. KRUMWIEDE, 2006: Entwicklung eines Bewertungskonzeptes und Bewertung des Makrozoobenthos der Unterweser. AG: WSA Bremerhaven.

Anhang

Referenzliste: Taxa und Abundanz Vorlandgewässer inkl. Neozoa (rot hervorgehoben)

Referenz ästuarine Vorlandgewässer	Gruppe	Referenzabundanz CPUE LOG ₁₀ (Ind.)
Pisidium casertanum	Bivalvia	1,78
Pisidium supinum	Bivalvia	1,78
Dreissena polymorpha	Bivalvia	1,48
Pisidium moitessierianum	Bivalvia	1,48
Pisidium nitidum	Bivalvia	1,48
Corbicula	Bivalvia	1,00
Pisidium	Bivalvia	1,00
Pisidium (>2 Taxa)	Bivalvia	1,00
Anodonta cygnea	Bivalvia	0,70
Anodonta	Bivalvia	0,70
Unio tumidus	Bivalvia	0,70
Unio	Bivalvia	0,70
Musculium lacustre	Bivalvia	0,70
Pisidium amnicum	Bivalvia	0,70
Sphaerium corneum	Bivalvia	0,48
Sphaerium	Bivalvia	0,48
Helophorus	Coleoptera	1,00
Halipus immaculatus	Coleoptera	0,30
Hydrobius fuscipes	Coleoptera	0,30
Hydroporus	Coleoptera	0,30
Laccophilus hyalinus	Coleoptera	0,30
Rhantus	Coleoptera	0,30
Neomysis integer	Crustacea	2,70
Gammarus	Crustacea	1,54
Gammarus tigrinus	Crustacea	1,48
Apocorophium lacustre	Crustacea	1,48
Corophium multisetosum	Crustacea	1,30
Gammarus pulex	Crustacea	1,00
Gammarus zaddachi	Crustacea	1,00
Eriocheir sinensis	Crustacea	0,48
Proasellus coxalis	Crustacea	0,48
Palaemon longirostris	Crustacea	0,30
Chironomus plumosus	Diptera	2,70
Ceratopogonidae	Diptera	2,70
Cladopelma	Diptera	2,48

Referenz ästuarine Vorlandge- wässer	Gruppe	Referenzabundanz CPUE LOG ₁₀ (Ind.)
Cladotanytarsus	Diptera	2,48
Einfeldia carbonaria	Diptera	2,48
Polypedilum nubeculosum	Diptera	2,48
Procladius	Diptera	2,48
Chironomini	Diptera	2,47
Chironomidae	Diptera	2,14
Chironomus	Diptera	2,00
Cryptochironomus obreptans	Diptera	2,00
Lipiniella	Diptera	2,00
Polypedilum bicrenatum	Diptera	2,00
Polypedilum	Diptera	2,00
Tanypus punctipennis	Diptera	2,00
Cricotopus	Diptera	1,48
Psectrocladius	Diptera	1,48
Stictochironomus sticticus	Diptera	1,48
Potamothrix bavaricus	Diptera	1,30
Cryptochironomus	Diptera	1,30
Orthocladiinae	Diptera	1,18
Bezzia	Diptera	1,00
Cryptochironomus redekei	Diptera	1,00
Glyptotendipes pallens	Diptera	1,00
Glyptotendipes	Diptera	1,00
Microchironomus	Diptera	1,00
Orthocladius	Diptera	1,00
Tanypus	Diptera	1,00
Tanypodinae	Diptera	1,00
Cloeon dipterum	Ephemeroptera	1,00
Caenis robusta	Ephemeroptera	0,70
Caenis	Ephemeroptera	0,70
Potamopyrgus antipodarum	Gastropoda	2,00
Galba truncatula	Gastropoda	1,48
Stagnicola palustris	Gastropoda	1,22
Stagnicola	Gastropoda	1,15
Radix ovata	Gastropoda	0,78
Assiminea grayana	Gastropoda	0,70
Anisus vortex	Gastropoda	0,70
Bithynia tentaculata	Gastropoda	0,70
Physella acuta	Gastropoda	0,70
Bithynia leachii	Gastropoda	0,48
Lymnaea stagnalis	Gastropoda	0,48
Gyraulus albus	Gastropoda	0,30

Referenz ästuarine Vorlandge- wässer	Gruppe	Referenzabundanz CPUE LOG ₁₀ (Ind.)
Gyraulus crista	Gastropoda	0,30
Physa fontinalis	Gastropoda	0,30
Planorbis planorbis	Gastropoda	0,30
Radix balthica	Gastropoda	0,30
Valvata piscinalis	Gastropoda	0,30
Stagnicola corvus	Gastropoda	0,30
Micronecta scholtzi	Heteroptera	1,48
Micronecta	Heteroptera	1,48
Sigara iactans	Heteroptera	1,48
Micronecta minutissima	Heteroptera	1,30
Sigara falleni	Heteroptera	1,18
Plea minutissima	Heteroptera	1,00
Sigara lateralis	Heteroptera	1,00
Sigara striata	Heteroptera	1,00
Callicorixa praeusta	Heteroptera	0,48
Sigara	Heteroptera	0,48
Corixa	Heteroptera	0,30
Notonecta glauca	Heteroptera	0,30
Plea leachi	Heteroptera	0,30
Sigara fossarum	Heteroptera	0,30
Sigara dorsalis / striata	Heteroptera	0,30
Sigara fossarum	Heteroptera	0,30
Erpobdella nigricollis	Hirudinea	0,30
Helobdella stagnalis	Hirudinea	0,30
Sialis lutaria	Megaloptera	0,48
Aeschna	Odonata	0,48
Coenagrion puella / pulchellum	Odonata	0,48
Ischnura elegans	Odonata	0,48
Brachytron pratense	Odonata	0,30
Orthetrum cancellatum	Odonata	0,30
Sympetrum vulgatum	Odonata	0,30
Libellulidae	Odonata	0,30
Limnodrilus	Oligochaeta	3,63
Limnodrilus hoffmeisteri	Oligochaeta	3,45
Tubifex tubifex	Oligochaeta	3,36
Limnodrilus claparedeanus	Oligochaeta	3,18
Paranais litoralis	Oligochaeta	3,06
Potamothenix moldaviensis	Oligochaeta	2,70
Tubifex ignotus	Oligochaeta	1,98
Spirosperma ferox	Oligochaeta	1,48
Limnodrilus profundicola	Oligochaeta	1,30

Referenz ästuarine Vorlandge- wässer	Gruppe	Referenzabundanz CPUE LOG ₁₀ (Ind.)
Potamotheix hammoniensis	Oligochaeta	1,30
Psammoryctides barbatus	Oligochaeta	1,30
Marenzelleria	Polychaeta	2,30
Agraylea multipunctata	Trichoptera	0,30
Agraylea sexmaculata	Trichoptera	0,30
Athripsodes	Trichoptera	0,30
Limnephilus	Trichoptera	0,30
Oecetis ochracea	Trichoptera	0,30
Triaenodes bicolor	Trichoptera	0,30

Offene Taxaliste AeTV+ inkl. ergänzenden Informationen (s. Legende am Ende dieser Tabelle)

Lfd. Nr. ##	AeTV+ eco-Arten	System	eco- Wert	GI	ÖZK	GZO	RLA D/Ni	Hali	TEL lim	TWe lim	TEm lim
1	<i>Acroloxus lacustris</i>	Gastropoda	2,1	2,1	4	maz	V/-	I	x		
2	<i>Aeolosoma hemprichi</i>	Aphanoneura	1,0	1,0	5	miz		I	xx	xxx	
3	<i>Aeolosoma litorale</i>	Aphanoneura	1,0	1,0	5	miz		B	xx	x	
4	<i>Aeolosoma quaternarium</i>	Aphanoneura	2,1	2,1	4	miz		I	x	xx	
5	<i>Aeolosoma variegatum</i>	Aphanoneura	2,1	2,1	4	miz		I	x	xx	
6	<i>Aeshna viridis</i>	Odonata	4,1	8,6	3	maz	1/-	I			
7	<i>Agabus bipustulatus</i>	Coleoptera	2,8	3,5	4	maz		I			
8	<i>Agabus undulatus</i>	Coleoptera	2,8	3,5	4	maz		I			
9	<i>Agrylea multipunctata</i>	Trichoptera	4,2	9,2	2	maz		I(el)			
10	<i>Agrypnia pagetana</i>	Trichoptera	3,2	4,6	3	maz		I			
11	<i>Aktedrilus monospermathecus</i>	Tubificidae	1,0	1,0	5	miz		em	xxx	xxx	
12	<i>Alboglossiphonia heteroclita</i>	Hirudinea	3,1	4,3	4	maz		I	x		
13	<i>Amphichaeta leydigii</i>	Naididae	4,1	8,6	3	miz		el	xx		
14	<i>Amphichaeta sannio</i>	Naididae	1,0	1,0	5	miz		gB	x		
15	<i>Anabolia laevis</i>	Trichoptera	3,8	7,0	3	maz		I			
16	<i>Anabolia nervosa</i>	Trichoptera	3,8	7,0	3	maz		I			
17	<i>Anacaena globulus</i>	Coleoptera	3,2	4,6	3	maz		I			
18	<i>Anacaena limbata</i>	Coleoptera	2,8	3,5	4	maz		el			
19	<i>Anacaena lutescens</i>	Coleoptera	2,8	3,5	4	maz		I			
20	<i>Ancylus fluviatilis</i>	Gastropoda	4,2	9,2	2	maz		I	x		
21	<i>Anisus leucostomus</i>	Gastropoda	2,5	2,8	4	maz		I			
22	<i>Anisus spirorbis</i>	Gastropoda	4,1	8,6	3	maz	RL 2/2	I			
23	<i>Anisus vortex</i>	Gastropoda	2,5	2,8	4	maz		I			
24	<i>Anodonta anatina</i>	Bivalvia	4,1	8,6	3	maz	V/RL3	I			
25	<i>Anodonta cygnea</i>	Bivalvia	4,1	8,6	3	maz	RL2/3	I(el)			
26	<i>Asellus aquaticus</i>	Isopoda	1,6	1,5	5	maz		I(el)	x	x	
27	<i>Assiminea grayana</i>	Gastropoda	1,0	1,0	5	maz		B			x
28	<i>Athripsodes aterrimus</i>	Trichoptera	3,1	4,3	4	maz		I			
29	<i>Atyaephyra desmaresti</i>	Decapoda	1,0	1,0	5	maz		I(el)			
30	<i>Aulodrilus plurisetus</i>	Tubificidae	2,8	3,5	4	miz		I	xx		
31	<i>Baetis rhodani</i>	Ephemeroptera	3,1	4,3	4	maz		I	x		
32	<i>Baetis vernus</i>	Ephemeroptera	2,5	2,8	4	maz		I			
33	<i>Balanus improvisus</i>	Cirripedia	1,0	1,0	5	maz		em	x		
34	<i>Bathynomphalus contortus</i>	Gastropoda	3,1	4,3	4	maz		I			
35	<i>Bathyporeia elegans</i>	Amphipoda	1,0	1,0	5	maz		em	x	xx	
36	<i>Bathyporeia pelagica</i>	Amphipoda	1,0	1,0	5	maz		em		x	
37	<i>Bathyporeia pilosa</i>	Amphipoda	2,1	2,1	4	maz		he	xx	xx	
38	<i>Bathyporeia</i> sp.	Amphipoda	1,0	1,0	5	maz		n.c.	x		
39	<i>Beraea pullata</i>	Trichoptera	4,2	9,2	2	maz	-/ RL3	I			
40	<i>Bithynia leachi leachi</i>	Gastropoda	4,1	8,6	3	maz	RL2/2	I(el)			
41	<i>Bithynia tentaculata</i>	Gastropoda	2,1	2,1	4	maz		el	x		
42	<i>Branchiura sowerbyi</i>	Tubificidae	2,5	2,8	4	miz		I	x	x	
43	<i>Caenis horaria</i>	Ephemeroptera	1,0	1,0	5	maz		I(el)	x		
44	<i>Caenis luctuosa</i>	Ephemeroptera	3,1	4,3	4	maz		I			
45	<i>Caenis macrura</i>	Ephemeroptera	4,2	9,2	2	maz	-/RL 1	I			
46	<i>Caenis pseudrivulorum</i>	Ephemeroptera	4,6	12,1	2	maz					
47	<i>Caenis robusta</i>	Ephemeroptera	2,5	2,8	4	maz		I			
48	<i>Callicorixa praeusta</i>	Heteroptera	2,1	2,1	4	maz		I			
49	<i>Calopteryx splendens</i>	Odonata	4,1	8,6	3	maz	RL 3	I	x		
50	<i>Centropilum luteolum</i>	Ephemeroptera	3,1	4,3	4	maz		I			
51	<i>Cercyon ustulatus</i>	Coleoptera						I			
52	<i>Chaetogaster cristallinus</i>	Naididae	3,2	4,6	3	miz		I			
53	<i>Chaetogaster diaphanus</i>	Naididae	2,1	2,1	4	miz		I(el)	xx		
54	<i>Chaetogaster diastrophus</i>	Naididae	2,1	2,1	4	miz		I(el)	xx	x	
55	<i>Chaetogaster langi</i>	Naididae	2,1	2,1	4	miz		I			
56	<i>Chaetogaster limnaei</i>	Naididae	2,8	3,5	4	miz		I			
57	<i>Chaetogaster setosus</i>	Naididae	2,3	2,5	4	miz		I	x		
58	<i>Chaetogaster</i> sp.	Naididae	2,1	2,1	4	miz		n.c.	x		
59	<i>Chironomus acutiventris/obtusidens</i>	Diptera	2,8	3,5	4	miz		I(el)	x		
60	<i>Chironomus aprilinus</i>	Diptera	1,0	1,0	5	miz		B			
61	<i>Chironomus nudiventris</i>	Diptera	2,1	2,1	4	miz					
62	<i>Chironomus plumosus</i> agg.	Diptera	2,1	2,1	4	miz		I(el)	xx		
63	<i>Chironomus riparius</i> (syn. <i>thummi</i>)	Diptera	2,1	2,1	4	miz					
64	<i>Chironomus salinaris</i>	Diptera	1,0	1,0	5	miz		gB			
65	<i>Chironomus</i> sp.	Diptera	1,0	1,0	5	miz		I	xx	x	
66	<i>Cladopelma viridulum</i> agg.	Diptera	2,8	3,5	4	miz		I			

Lfd. Nr. ##	AeTV+ eco-Arten	System	eco- Wert	GI	ÖZK	GZO	RLA D/Ni	Hali	TEL lim	TWe lim	TEm lim
67	<i>Cladotanytarsus</i> sp.	Diptera	1,0	1,0	5	miz		l	x	x	
68	<i>Cloeon dipterum</i>	Ephemeroptera	1,0	1,0	5	maz		l(el)	x	x	
69	<i>Coelambus parallelogrammus</i>	Coleoptera	3,8	7,0	3	maz		el			
70	<i>Coenagrion puella</i>	Odonata	2,8	3,5	4	maz		l			
71	<i>Coenagrion pulchellum</i>	Odonata	2,8	3,5	4	maz		l			
72	<i>Colymbetes fuscus</i>	Coleoptera	2,1	2,1	4	maz		l			
73	<i>Conchapelopia melanops</i>	Diptera	3,1	4,3	4	miz		l			
74	<i>Corbicula</i> spp.	Bivalvia	1,0	1,0	5	maz		el	xx	xxx	
75	<i>Cordylophora caspia</i>	Cnidaria	2,5	2,8	4	maz		he	xxx	xx	
76	<i>Corixa punctata</i>	Heteroptera	2,1	2,1	4	maz		l		x	
77	<i>Corophium curvispinum</i> (Cheli-)	Amphipoda	1,0	1,0	5	maz		el	xx	xxx	x
78	<i>Corophium lacustre</i> (Apo-)	Amphipoda	1,0	1,0	5	maz		gB		xxx	
79	<i>Corophium multisetosum</i>	Amphipoda	1,0	1,0	5	maz		gB		xx	
80	<i>Corophium volutator</i>	Amphipoda	1,0	1,0	5	maz		B		x	
81	<i>Crangon crangon</i>	Decapoda	1,0	1,0	5	maz		em		x	x
82	<i>Cricotopus ornatus</i>	Diptera	3,1	4,3	4	miz		gB			
83	<i>Cricotopus</i> sp.	Diptera	3,1	4,3	4	miz		n.c.			
84	<i>Cricotopus sylvestris</i> agg.	Diptera	3,1	4,3	4	miz		el			
85	<i>Cricotopus triannulatus</i>	Diptera	4,1	8,6	3	miz		l			
86	<i>Cryptochironomus obreptans/supplicans</i>	Diptera	2,8	3,5	4	miz		l(el)	xx		
87	<i>Cryptochironomus redekei</i>	Diptera	2,5	2,8	4	miz		l			
88	<i>Cryptochironomus rostratus</i>	Diptera	2,5	2,8	4	miz		l	xx		
89	<i>Cryptochironomus</i> sp.	Diptera	2,5	2,8	4	miz		l	xx		
90	<i>Cryptotendipes</i> sp.	Diptera	2,0	2,0	5	miz		l	x		
91	<i>Cymatia coleoprata</i>	Heteroptera	2,1	2,1	4	maz		l			
92	<i>Cymbiodyta marginella</i>	Coleoptera	2,1	2,1	4	maz		l			
93	<i>Cynus insolutus</i>	Trichoptera	3,5	5,7	3	maz	RL 3/3	l(el)			
94	<i>Cynus trimaculatus</i>	Trichoptera	3,5	5,7	3	maz		l			
95	<i>Dendrocoelum lacteum</i>	Turbellaria	2,8	3,5	4	maz		l			
96	<i>Dero digitata</i>	Naididae	2,5	2,8	4	miz		l	x		
97	<i>Dero dorsalis</i>	Naididae	2,5	2,8	4	miz		l	x		
98	<i>Dero nivea</i>	Naididae	2,5	2,8	4	miz		l			
99	<i>Dero obtusa</i>	Naididae	2,5	2,8	4	miz		l	x	x	
100	<i>Dero</i> sp.	Naididae	2,5	2,8	4	miz		l	x		
101	<i>Dicortendipes nervosus</i>	Diptera	2,0	2,0	5	miz		l(el)	x	x	
102	<i>Dicortendipes pallidicornis</i>	Diptera	1,0	1,0	5	miz		l			
103	<i>Dicortendipes</i> sp.	Diptera	1,0	1,0	5	miz		n.c.	x		
104	<i>Dikerogammarus villosus</i>	Amphipoda	1,0	1,0	5	maz		l	x		x
105	<i>Dreissena (rostriformis) bugensis</i>	Bivalvia	1,0	1,0	5	maz		l(el)			
106	<i>Dreissena polymorpha</i>	Bivalvia	2,5	2,8	4	maz		l(el)	xxx	xx	
107	<i>Dryops auriculatus</i>	Coleoptera	2,8	3,5	4	maz		l			
108	<i>Dugesia lugubris</i>	Turbellaria	2,5	2,8	4	maz		l			
109	<i>Dugesia tigrina</i>	Turbellaria	1,0	1,0	5	maz		l			
110	<i>Dytiscus circumcinctus</i>	Coleoptera	2,1	2,1	4	maz		l			
111	<i>Dytiscus marginalis</i>	Coleoptera	3,1	4,3	4	maz		l			
112	<i>Ecnomus tenellus</i>	Trichoptera	3,5	5,7	3	maz		l(el)			
113	<i>Einfeldia carbonaria</i>	Diptera	3,2	4,6	3	miz		el	x		
114	<i>Eiseniella tetraedra</i>	Lumbriculidae	1,8	1,7	5	maz		l		x	
115	<i>Electra crustulenta</i>	Bryozoa	3,8	7,0	3	maz		em	x		
116	<i>Elmis</i> sp.	Coleoptera	4,2	9,2	2	maz		l	x		
117	<i>Enchytraeus albidus</i>	Enchytraeidae	1,0	1,0	5	miz		he	xx	xx	
118	<i>Enchytraeus buchholzi</i> agg.	Enchytraeidae	2,0	2,0	5	miz		l	xxx	x	
119	<i>Enchytraeus capitatus</i>	Enchytraeidae	2,3	2,5	4	miz		em		x	
120	<i>Endochironomus tendens</i>	Diptera	2,0	2,0	5	miz		l	x		
121	<i>Enochrus bicolor</i>	Coleoptera	2,0	2,0	5	maz		el			
122	<i>Enochrus coarctatus</i>	Coleoptera	2,0	2,0	5	maz		el			
123	<i>Enochrus ochopterus</i>	Coleoptera	2,0	2,0	5	maz		l			
124	<i>Enochrus testaceus</i>	Coleoptera	2,5	2,8	4	maz		l			
125	<i>Ephemera danica</i>	Ephemeroptera	4,4	10,6	2	maz					
126	<i>Ephemera lineata</i>	Ephemeroptera	5,0	16,0	1	maz	RL 1/1	l			
127	<i>Ephemera vulgata</i>	Ephemeroptera	4,4	10,6	2	maz		l			
128	<i>Ephoron virgo</i>	Ephemeroptera	4,4	10,6	2	maz		l			
129	<i>Ephydatia fluviatilis</i>	Porifera	2,5	2,8	4	maz		l	x		
130	<i>Eriocheir sinensis</i>	Decapoda	1,0	1,0	5	maz		he	xx	x	
131	<i>Erpobdella octoculata</i>	Hirudinea	1,0	1,0	5	maz		l	x		
132	<i>Erpobdella testacea</i>	Hirudinea	2,0	2,0	5	maz		l			

Lfd. Nr. ##	AeTV+ eco-Arten	System	eco- Wert	GI	ÖZK	GZO	RLA D/Ni	Hali	TEL lim	TWe lim	TEm lim
133	<i>Ferrissia wautieri</i>	Gastropoda	2,3	2,5	4	maz		l			
134	<i>Frederiella sultana</i>	Bryozoa	3,2	4,6	3	maz		l	x		
135	<i>Galba truncatula</i>	Gastropoda	2,0	2,0	5	maz		l			
136	<i>Gammarus duebeni</i>	Amphipoda	1,0	1,0	5	maz					
137	<i>Gammarus pulex</i>	Amphipoda	4,2	9,2	2	maz		l	x		
138	<i>Gammarus roeselii</i>	Amphipoda	4,2	9,2	2	maz		l			
139	<i>Gammarus salinus</i>	Amphipoda	1,0	1,0	5	maz					
140	<i>Gammarus tigrinus</i>	Amphipoda	1,0	1,0	5	maz		he	xx	xx	xx
141	<i>Gammarus zaddachi</i>	Amphipoda	2,1	2,1	4	maz		he	xx	xx	xx
142	<i>Gastrosaccus spinifer</i>	Mysidacea	1,0	1,0	5	maz		em			
143	<i>Glossiphonia complanata</i>	Hirudinea	2,0	2,0	5	maz		l	x		
144	<i>Glyptotendipes barbipes</i>	Diptera	3,5	5,7	3	miz		el	x	x	
145	<i>Glyptotendipes pallens</i> agg.	Diptera	2,0	2,0	5	miz		l(el)	x		
146	<i>Glyptotendipes paripes</i>	Diptera	2,0	2,0	5	miz		l			
147	<i>Glyptotendipes</i> sp.	Diptera	2,0	2,0	5	miz		n.c.			
148	<i>Gomphus flavipes</i>	Odonata	4,7	13,0	1	maz	RL 0	l	x		
149	<i>Gomphus vulgatissimus</i>	Odonata	4,2	9,2	2	maz		l			
150	<i>Graptodytes pictus</i>	Coleoptera	3,1	4,3	4	maz		l			
151	<i>Gyraulus albus</i>	Gastropoda	2,8	3,5	4	maz		l			
152	<i>Gyraulus crista</i>	Gastropoda	2,1	2,1	5	maz		l			
153	<i>Gyraulus laevis</i>	Gastropoda	4,2	9,2	2	maz	RL 1/2	l			
154	<i>Gyrinus marinus</i>	Coleoptera	2,5	2,8	4	maz		l			
155	<i>Gyrinus substriatus</i>	Coleoptera	3,1	4,3	4	maz		l			
156	<i>Haemopsis sanguisuga</i>	Hirudinea	1,8	1,7	5	maz		l			
157	<i>Halipilus fluviatilis</i>	Coleoptera	3,2	4,6	3	maz		l	x		
158	<i>Halipilus fulvus</i>	Coleoptera	3,8	7,0	3	maz		l			
159	<i>Halipilus immaculatus</i>	Coleoptera	2,5	2,8	4	maz		l			
160	<i>Halipilus lineatocollis</i>	Coleoptera	2,5	2,8	4	maz		l			
161	<i>Halipilus lineolatus</i>	Coleoptera	2,5	2,8	4	maz		l			
162	<i>Halipilus obliquus</i>	Coleoptera	3,8	7,0	3	maz		l			
163	<i>Halipilus ruficollis</i>	Coleoptera	2,3	2,5	4	maz		l			
164	<i>Halipilus wehnckei</i>	Coleoptera	2,3	2,5	4	maz		l			
165	<i>Halocladus variabilis</i>	Diptera	1,0	1,0	5	miz		gB			
166	<i>Halocladus varians</i>	Diptera	1,0	1,0	5	miz		gB	x		
167	<i>Harnischia</i> sp.	Diptera	2,1	2,1	2	miz		n.c.			
168	<i>Helobdella stagnalis</i>	Hirudinea	2,0	2,0	5	maz		l	x		
169	<i>Helochares obscurus</i>	Coleoptera	3,1	4,3	4	maz		l			
170	<i>Helophorus aequalis</i>	Coleoptera	2,5	2,8	4	maz		l			
171	<i>Helophorus aquaticus</i>	Coleoptera	2,5	2,8	4	maz		el			
172	<i>Helophorus brevipalpis</i>	Coleoptera	2,1	2,1	4	maz		el			
173	<i>Helophorus grandis</i>	Coleoptera	2,5	2,8	4	maz		l			
174	<i>Helophorus granularis</i>	Coleoptera	2,5	2,8	4	maz		el			
175	<i>Helophorus obscurus</i>	Coleoptera	2,5	2,8	4	maz		l			
176	<i>Helophorus</i> sp.	Coleoptera	2,1	2,1	4	maz		el	x		
177	<i>Hemiclepsis marginata</i>	Hirudinea	2,1	2,1	4	maz		l			
178	<i>Heptagenia flava</i>	Ephemeroptera	4,4	10,6	2	maz	RL3/3	l			
179	<i>Heptagenia fuscogrisea</i> (syn. <i>Kageronia</i>)	Ephemeroptera	4,4	10,6	2	maz	RL3/3	l			
180	<i>Heptagenia sulphurea</i>	Ephemeroptera	4,4	10,6	2	maz		l			
181	<i>Hesperocorixa linnaei</i>	Heteroptera	2,5	2,8	4	maz		l			
182	<i>Hesperocorixa sahlbergi</i>	Heteroptera	2,5	2,8	4	maz		l			
183	<i>Hippeutis complanatus</i>	Gastropoda	3,1	4,3	4	maz	RL V/3	l			
184	<i>Holocentropus picicornis</i>	Trichoptera	3,1	4,3	4	maz		l			
185	<i>Hydaticus transversalis</i>	Coleoptera	2,8	3,5	4	maz		l			
186	<i>Hydra attenuata</i>	Cnidaria	3,2	4,6	3	maz		l	x		
187	<i>Hydra oligactis</i>	Cnidaria	2,8	3,5	4	maz		l(el)	xxx		
188	<i>Hydraena britteni</i>	Coleoptera	2,3	2,5	4	maz		l			
189	<i>Hydraena riparia</i>	Coleoptera	4,1	8,6	3	maz		l			
190	<i>Hydrobius fuscipes</i>	Coleoptera	2,5	2,8	4	maz		el			
191	<i>Hydrochara caraboides</i>	Coleoptera	3,1	4,3	4	maz		l			
192	<i>Hydrochus elongatu</i>	Coleoptera	3,1	4,3	4	maz		l			
193	<i>Hydrometra stagnorum</i>	Heteroptera	3,2	4,6	3	maz		l			
194	<i>Hydrophilus piceus</i>	Coleoptera	3,1	4,3	4	maz		l			
195	<i>Hydroporus angustatus</i>	Coleoptera						l			
196	<i>Hydroporus elongatulus</i>	Coleoptera						l			
197	<i>Hydroporus erythrocephalus</i>	Coleoptera						l			
198	<i>Hydroporus incognitus</i>	Coleoptera						l			

Lfd. Nr. ##	AeTV+ eco-Arten	System	eco- Wert	GI	ÖZK	GZO	RLA D/Ni	Hali	TEL lim	TWe lim	TEm lim
199	<i>Hydroporus nigrita</i>	Coleoptera									
200	<i>Hydroporus palustris</i>	Coleoptera									
201	<i>Hydroporus pubescens</i>	Coleoptera									
202	<i>Hydroporus umbrosus</i>	Coleoptera									
203	<i>Hydropsyche angustipennis</i>	Trichoptera	4,1	8,6	3	maz					
204	<i>Hydropsyche contubernalis</i>	Trichoptera	4,4	10,6	2	maz	-/RL 3		x		
205	<i>Hydroptila</i> sp.	Trichoptera	3,2	4,6	3	maz		n.c.			
206	<i>Hygrotus inaequalis</i>	Coleoptera	2,8	3,5	4	maz					
207	<i>Hygrotus versicolor</i>	Coleoptera	2,8	3,5	4	maz					
208	<i>Hypania invalida</i>	Polychaeta	1,0	1,0	5	maz				xx	
209	<i>Hyphydrus ovatus</i>	Coleoptera	2,8	3,5	4	maz					
210	<i>Ilicoris cimicoides</i>	Heteroptera	2,3	2,5	4	maz					
211	<i>Ilybius ater</i>	Coleoptera	2,8	3,5	4	maz					
212	<i>Ilybius fuliginosus</i>	Coleoptera	3,5	5,7	3	maz					
213	<i>Ilybius obscurus</i>	Coleoptera	3,2	4,6	3	maz					
214	<i>Ilyodrilus templetoni</i>	Tubificidae	2,8	3,5	4	miz			x		
215	<i>Ischnura elegans</i>	Odonata	2,8	3,5	4	maz					
216	<i>Isogenus nubecula</i>	Plecoptera	5,0	16,0	1	maz	RL 0/0				
217	<i>Isoperla</i> sp.	Plecoptera	4,4	10,6	2	maz					
218	<i>Jaera albifrons</i>	Isopoda	1,0	1,0	5	maz		B			
219	<i>Jaera istri</i>	Isopoda	2,5	2,8	4	maz		l(el)	x	x	
220	<i>Kloosia pusilla</i>	Diptera	4,4	10,6	2	miz			xx	xx	
221	<i>Laccobius biguttatus</i>	Coleoptera	2,5	2,8	4	maz					
222	<i>Laccobius bipunctatus</i>	Coleoptera	2,5	2,8	4	maz					
223	<i>Laccobius minutus</i>	Coleoptera	1,8	1,7	5	maz					
224	<i>Laccophilus hyalinus</i>	Coleoptera	2,5	2,8	4	maz			x		
225	<i>Laccophilus minutus</i>	Coleoptera	2,5	2,8	4	maz					
226	<i>Lestes sponsa</i>	Odonata	3,2	4,6	3	maz					
227	<i>Lestes viridis</i>	Odonata	3,2	4,6	3	maz					
228	<i>Libellula quadrimaculata</i>	Odonata	3,2	4,6	3	maz					
229	<i>Limnebius aluta</i>	Coleoptera	3,5	5,7	3	maz					
230	<i>Limnebius crinifer</i>	Coleoptera	2,3	2,5	4	maz					
231	<i>Limnebius nitidus</i>	Coleoptera	2,5	2,8	4	maz					
232	<i>Limnephilus affinis</i>	Trichoptera	2,5	2,8	4	maz		el			
233	<i>Limnephilus flavicornis</i>	Trichoptera	2,5	2,8	4	maz		el			
234	<i>Limnephilus incisus</i>	Trichoptera	3,2	4,6	3	maz					
235	<i>Limnephilus lunatus</i>	Trichoptera	2,3	2,5	4	maz					
236	<i>Limnodrilus claparedeanus</i>	Tubificidae	3,2	4,6	3	miz		el	xxx	x	
237	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	Tubificidae	1,0	1,0	5	miz		el	xxx	xxx	x
238	<i>Limnodrilus profundicola</i>	Tubificidae	3,5	5,7	3	miz		l(el)	x	x	
239	<i>Limnodrilus udekemianus</i>	Tubificidae	3,2	4,6	3	miz		l(el)	xxx	xx	
240	<i>Limnophyes</i> sp.	Diptera	2,0	2,0	5	miz			x		
241	<i>Lipiniella</i> sp.	Diptera	4,1	8,6	3	miz		el			
242	<i>Lithoglyphus naticoides</i>	Gastropoda	4,6	12,1	2	maz	RL2/2				
243	<i>Lumbricillus lineatus</i>	Enchytraeidae	3,1	4,3	4	miz		em	x		
244	<i>Lumbriculus variegatus</i>	Lumbriculidae	1,8	1,7	5	maz			x	x	
245	<i>Lymnea stagnalis</i>	Gastropoda	2,5	2,8	4	maz					
246	<i>Marenzelleria neglecta</i>	Polychaeta	1,0	1,0	5	maz		em		x	
247	<i>Marenzelleria</i> spp.	Polychaeta	1,0	1,0	5	miz		he	xx	xx	
248	<i>Marenzelleria viridis</i> agg.	Polychaeta	1,0	1,0	5	maz		he	x	x	
249	<i>Marionina argentea</i> agg.	Enchytraeidae	1,0	1,0	5	miz		he	xxx	xxx	
250	<i>Mesovelia furcata</i>	Heteroptera	3,1	4,3	4	maz					
251	<i>Microchironomus deribae</i>	Diptera	1,0	1,0	5	miz		gB			
252	<i>Microchironomus tener</i>	Diptera	2,0	2,0	5	miz		l(el)	x		
253	<i>Micronecta minutissima</i>	Heteroptera	4,1	8,6	3	maz					
254	<i>Microtendipes chloris</i> agg.	Diptera	2,1	2,1	4	miz		l(el)	x		
255	<i>Microtendipes pedellus</i> agg.	Diptera	1,0	1,0	5	miz			x		
256	<i>Microvelia reticulata</i>	Heteroptera	2,5	2,8	4	maz					
257	<i>Musculium lacustre</i>	Bivalvia	2,1	2,1	4	maz	V/-				
258	<i>Mysis relicta</i>	Mysidacea	3,2	4,6	3	maz		el			
259	<i>Mystacides longicornis</i>	Trichoptera	3,5	5,7	3	maz		l(el)			
260	<i>Nais barbata</i>	Naididae	2,8	3,5	4	miz			x		
261	<i>Nais behningi</i>	Naididae	2,5	2,8	4	miz			x		
262	<i>Nais bretscheri</i>	Naididae	2,5	2,8	4	miz			x		
263	<i>Nais communis</i>	Naididae	2,1	2,1	4	miz			x		
264	<i>Nais communis/variabilis</i> agg.	Naididae	2,1	2,1	4	miz			x		

Lfd. Nr. ##	AeTV+	eco-Arten	System	eco-Wert	GI	ÖZK	GZO	RLA D/Ni	Hali	TEL lim	TWe lim	TEm lim
265	<i>Nais elinguis</i>		Naididae	1,0	1,0	5	miz		he	xxx	xx	
266	<i>Nais pardalis</i>		Naididae	2,3	2,5	4	miz		l	xx	x	
267	<i>Nais pseudobtusa</i>		Naididae	2,3	2,5	4	miz		l	x		
268	<i>Nais simplex</i>		Naididae	2,3	2,5	4	miz		l			
269	<i>Nais</i> sp.		Naididae	1,0	1,0	5	miz		l	x		
270	<i>Nais variabilis</i>		Naididae	2,1	2,1	4	miz		l	x		
271	<i>Nanocladius bicolor</i>		Diptera	2,1	2,1	4	miz		l	x	x	
272	<i>Nartus grapei</i>		Coleoptera						l			
273	<i>Nartus</i> sp.		Coleoptera						l		x	
274	<i>Nemoura</i> sp.		Plecoptera	3,5	5,7	3	maz					
275	<i>Neomysis integer</i>		Mysidacea	2,3	2,5	4	maz		he	x	x	x
276	<i>Nepa cinerea</i>		Heteroptera	2,5	2,8	4	maz		l			
277	<i>Nereis (Hediste) diversicolor</i>		Polychaeta	1,4	1,3	5	maz		em	x		
278	<i>Nereis (Neanthes) succinea</i>		Polychaeta	1,4	1,3	5	maz		em	x	x	
279	<i>Noterus clavicornis</i>		Coleoptera						l			
280	<i>Noterus crassicornis</i>		Coleoptera						l			
281	<i>Notonecta glauca</i>		Heteroptera	1,8	1,7	5	maz		l			
282	<i>Ochthebius dilatatus</i>		Coleoptera	3,2	4,6	3	maz		el			
283	<i>Ochthebius minimus</i>		Coleoptera	3,2	4,6	3	maz		el			
284	<i>Ochthebius pusillus</i>		Coleoptera	3,2	4,6	3	maz		el			
285	<i>Oecetis lacustris</i>		Trichoptera	2,8	3,5	4	maz		l(el)			
286	<i>Oecetis ochracea</i>		Trichoptera	3,5	5,7	3	maz		l(el)			
287	<i>Omphiscola glabra</i>		Gastropoda	3,2	4,6	3	maz	RL 2/3	l			
288	<i>Ophidonais serpentina</i>		Naididae	2,5	2,8	4	miz		l			
289	<i>Orthocladus</i> sp.		Diptera	1,0	1,0	5	miz		l	x		
290	<i>Oulimnius tuberculatus</i>		Coleoptera	4,2	9,2	2	maz		l(el)			
291	<i>Palaemon longirostris</i>		Decapoda	3,8	7,0	3	maz		em	x	x	
292	<i>Palaemonetes varians</i>		Decapoda	1,0	1,0	5	maz		gB			
293	<i>Palingenia longicauda</i>		Ephemeroptera	4,7	13,0	1	maz		l			
294	<i>Paludicella articulata</i>		Bryozoa	4,2	9,2	2	maz		l	x		
295	<i>Parachironomus arcuatus</i> agg.		Diptera	2,1	2,1	4	miz		el	x		
296	<i>Parachironomus mauricii</i>		Diptera	3,2	4,6	3	miz		el			
297	<i>Paracladius conversus</i>		Diptera	2,1	2,1	4	miz		l	x		
298	<i>Paranais frici</i>		Naididae	3,8	7,0	3	miz		el	xxx		
299	<i>Paranais litoralis</i>		Naididae	1,0	1,0	5	miz		gB	xx		
300	<i>Paraphaenocladus</i> sp.		Diptera	1,8	1,7	5	miz		n.c.	x		
301	<i>Paratanytarsus confusus</i>		Diptera	3,5	5,7	3	miz		l(el)			
302	<i>Paratanytarsus intricatus</i>		Diptera	3,1	4,3	4	miz		el			
303	<i>Paratanytarsus</i> sp.		Diptera	3,1	4,3	4	miz		n.c.		x	
304	<i>Paratendipes albimanus</i>		Diptera	2,1	2,1	4	miz		l	x	x	
305	<i>Paratendipes intermedius</i>		Diptera	4,1	8,6	3	miz		l	x	xx	
306	<i>Paratendipes nubilis</i>		Diptera	2,5	2,8	4	miz		l			
307	<i>Paratendipes</i> sp.		Diptera	2,1	2,1	4	miz		l	x	x	
308	<i>Peltodytes caesus</i>		Coleoptera	3,2	4,6	3	maz		l			
309	<i>Phyllodoce (Anaitides) maculata</i>		Polychaeta	1,4	1,3	5	miz		em	x		
310	<i>Physa fontinalis</i>		Gastropoda	3,2	4,6	3	maz	V/-	el	x		
311	<i>Physella acuta</i>		Gastropoda	2,1	2,1	4	maz		l			
312	<i>Piscicola geometra</i>		Hirudinea	2,0	2,0	5	maz		l	x		
313	<i>Pisidium amnicum</i>		Bivalvia	4,2	9,2	2	maz	RL 2/2	l	x		
314	<i>Pisidium casertanum</i>		Bivalvia	1,8	1,7	5	maz		l	x		
315	<i>Pisidium henslowanum</i>		Bivalvia	3,8	7,0	3	maz	V/RL 3	l	xx	xx	
316	<i>Pisidium milium</i>		Bivalvia	3,8	7,0	3	maz		l	x		
317	<i>Pisidium moitessierianum</i>		Bivalvia	4,2	9,2	2	maz	RL 3/3	l	x		
318	<i>Pisidium nitidum</i>		Bivalvia	2,5	2,8	3	maz		l	xx		
319	<i>Pisidium obtusale</i>		Bivalvia	4,1	8,6	3	maz		l	x		
320	<i>Pisidium</i> spp.		Bivalvia	1,8	1,7	5	maz		l	x	x	
321	<i>Pisidium subtruncatum</i>		Bivalvia	1,8	1,7	5	maz		l	xxx	xx	
322	<i>Pisidium supinum</i>		Bivalvia	4,2	9,2	2	maz	RL 3/3	l	xx	x	
323	<i>Planorbis corneus</i>		Gastropoda	3,2	4,6	3	maz		l			
324	<i>Planorbis carinatus</i>		Gastropoda	3,5	5,7	3	maz	RL 3/3	l			
325	<i>Planorbis planorbis</i>		Gastropoda	3,2	4,6	3	maz		l(el)			
326	<i>Platynemesis pennipes</i>		Odonata	3,2	4,6	3	maz		l			
327	<i>Plea minutissima</i>		Heteroptera	1,8	1,7	5	maz		l			
328	<i>Plumatella emarginata</i>		Bryozoa	3,8	7,0	3	maz		l			
329	<i>Plumatella fungosa</i>		Bryozoa	3,5	5,7	3	maz		l(el)	x		
330	<i>Plumatella repens</i>		Bryozoa	3,2	4,6	3	maz		l(el)	x	x	

Lfd. Nr. ##	AeTV+ eco-Arten	System	eco- Wert	GI	ÖZK	GZO	RLA D/Ni	Hali	TEL lim	TWe lim	TEm lim
331	<i>Polypedilum bicrenatum</i>	Diptera	2,0	2,0	5	miz		l	x		
332	<i>Polypedilum laetum</i>	Diptera	2,0	2,0	5	miz		l			
333	<i>Polypedilum nubeculosum</i>	Diptera	1,8	1,7	5	miz		l(el)	x	x	
334	<i>Polypedilum scalaenum</i>	Diptera	2,3	2,5	4	miz		l	x	x	
335	<i>Porhydrus lineatus</i>	Coleoptera						l			
336	<i>Potamanthus luteus</i>	Ephemeroptera	4,4	10,6	2	maz	RL3/0	l			
337	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	Gastropoda	1,0	1,0	5	maz		B	x	x	
338	<i>Potamotheix bavaricus</i>	Tubificidae	2,8	3,5	4	miz		el	x		
339	<i>Potamotheix hammoniensis</i>	Tubificidae	3,2	4,6	3	miz		l	xxx	xx	x
340	<i>Potamotheix moldaviensis</i>	Tubificidae	3,2	4,6	3	miz		l(el)	xxx	xx	
341	<i>Potamotheix vejdvskyi</i>	Tubificidae	3,1	4,3	4	miz		l(el)	xx	x	
342	<i>Pristina longiseta</i>	Naididae	3,5	5,7	3	miz		l	x		
343	<i>Pristinella rosea</i>	Naididae	3,8	7,0	3	miz		l	x		
344	<i>Proasellus coxalis</i>	Isopoda	1,6	1,5	5	maz		l	x		
345	<i>Procladius (Holotanypus)</i>	Diptera	1,0	1,0	5	miz		n.c.	x	x	
346	<i>Prodiamesa olivacea</i>	Diptera	2,0	2,0	5	miz		l	x		
347	<i>Propappus volki</i>	Propappidae	4,6	12,1	2	miz		l	xxx	xx	
348	<i>Psammoryctides albicola</i>	Tubificidae	3,1	4,3	4	miz		l	x		
349	<i>Psammoryctides barbatus</i>	Tubificidae	3,1	4,3	4	miz		el	xx	xx	
350	<i>Psectrocladius sordidellus/limbatellus</i>	Diptera	2,0	2,0	5	miz		el	x		
351	<i>Psectrocladius sp.</i>	Diptera	1,6	1,5	5	miz		n.c.	x		
352	<i>Psectrocladius ventricosus</i>	Diptera	1,0	1,0	5	miz		gB			
353	<i>Pseudanodonta complanata</i>	Bivalvia	5,0	16,0	1	maz	RL 1/1	l			
354	<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	Odonata	3,5	5,7	3	maz		l			
355	<i>Quistadrilus multisetosus</i>	Tubificidae	2,8	3,5	4	miz		l	xx		
356	<i>Radix auricularia</i>	Gastropoda	3,5	5,7	3	maz	V/RL3	l(el)			
357	<i>Radix balthica</i>	Gastropoda	1,0	1,0	5	maz		B	x		
358	<i>Rhantus exoletus</i>	Coleoptera	3,1	4,3	4	maz		l			
359	<i>Rhantus latitans</i>	Coleoptera	3,1	4,3	4	maz		l			
360	<i>Rhantus notatus</i>	Coleoptera	3,1	4,3	4	maz		l			
361	<i>Rheotanytarsus sp.</i>	Diptera	4,1	8,6	3	miz		l	x		
362	<i>Rhyacodrilus coccineus</i>	Tubificidae	3,5	5,7	3	miz		l			
363	<i>Rhynchelmis limosella</i>	Lumbricidae	4,2	9,2	2	maz		l	x		
364	<i>Robackia demeijerei</i>	Diptera	4,4	10,6	2	miz		l	x		
365	<i>Scirtes orbicularis</i>	Coleoptera						l			
366	<i>Segmentina nitida</i>	Gastropoda	2,1	2,1	4	maz	RL 3/3	l			
367	<i>Serratella ignita</i> (syn. <i>Ephemerella</i>)	Ephemeroptera	4,1	8,6	3	maz		l			
368	<i>Sialis lutaria</i>	Megaloptera	2,5	2,8	4	maz		l			
369	<i>Sigara distincta</i>	Heteroptera	1,8	1,7	5	maz		l			
370	<i>Sigara falleni</i>	Heteroptera	1,8	1,7	5	maz		l(el)			
371	<i>Sigara fossarum</i>	Heteroptera	1,8	1,7	5	maz		l			
372	<i>Sigara lateralis</i>	Heteroptera	2,8	3,5	4	maz		el			x
373	<i>Sigara semistriata</i>	Heteroptera	2,8	3,5	4	maz		l(el)			
374	<i>Sigara striata</i>	Heteroptera	1,8	1,7	5	maz		l(el)			
375	<i>Slavina appendiculata</i>	Naididae	2,8	3,5	4	miz		l	x		
376	<i>Sphaerium comeum</i>	Bivalvia	3,2	4,6	3	maz		l(el)	x		
377	<i>Sphaerium rivicola</i>	Bivalvia	4,2	9,2	2	maz	RL 2/2	l(el)			
378	<i>Sphaerium solidum</i>	Bivalvia	4,2	9,2	2	maz	RL 1/1	l(el)			
379	<i>Sphaeroma rugicauda</i>	Isopoda	1,0	1,0	5	maz		gB			
380	<i>Spirosperma ferox</i>	Tubificidae	2,8	3,5	4	miz		l	xx		
381	<i>Spongilla lacustris</i>	Porifera	2,1	2,1	4	maz		l	x		
382	<i>Stagnicola corvus</i>	Gastropoda	2,5	2,8	4	maz	RL3/-	l	x		
383	<i>Stagnicola palustris</i>	Gastropoda	2,3	2,5	4	maz	RL V/-	l			
384	<i>Stagnicola spp.</i>	Gastropoda	2,3	2,5	4	maz		l			
385	<i>Stictochironomus sp.</i>	Diptera	1,0	1,0	5	miz		l			
386	<i>Stictochironomus stiticus</i>	Diptera	3,2	4,6	3	miz		l			
387	<i>Stylaria lacustris</i>	Naididae	3,1	4,3	4	miz		l(el)	xx	x	
388	<i>Stylodrilus sp.</i>	Lumbricidae	3,1	4,3	4	maz		l	x	x	
389	<i>Sympetrum spp.</i>	Odonata	2,8	3,5	4	maz		l			
390	<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	Plecoptera	4,4	10,6	2	maz	RL 3/3	l			
391	<i>Tanytus kraatzi</i>	Diptera	2,5	2,8	4	miz		l	x		
392	<i>Tanytus punctipennis</i>	Diptera	1,0	1,0	5	miz		B	xx		
393	<i>Tanytus sp.</i>	Diptera	1,0	1,0	5	miz		n.c.	x		
394	<i>Tanytarsus eminulus</i> agg.	Diptera	2,1	2,1	4	miz		l(el)	x		
395	<i>Tanytarsus gracilentus</i>	Diptera	3,5	5,7	3	miz		el			
396	<i>Tanytarsus pallidicornis</i> agg.	Diptera	1,8	1,7	5	miz		l	x		

Lfd. Nr. ##	AeTV+	eco-Arten	System	eco- Wert	GI	ÖZK	GZO	RLA D/Ni	Hali	TEL lim	TWe lim	TEm lim
397	<i>Tanytarsus sp.</i>		Diptera	1,6	1,5	5	miz		n.c.	x		
398	<i>Tanytarsus verralli</i> agg.		Diptera	2,0	2,0	5	miz		l			
399	<i>Thalassodrilus prostatus</i>		Tubificidae	1,0	1,0	5	miz		B	x	x	
400	<i>Thalassosmittia thalassophila</i>		Diptera	1,0	1,0	5	miz		gB			
401	<i>Theodoxus fluviatilis</i>		Gastropoda	4,7	13,0	1	maz	RL2/1	el			
402	<i>Theromyzon tessulatum</i>		Hirudinea	3,1	4,3	4	maz		l			
403	<i>Triantodes bicolor</i>		Trichoptera	3,1	4,3	4	maz		l			
404	<i>Tubifex ignotus</i>		Tubificidae	3,2	4,6	3	miz		l	x		
405	<i>Tubifex tubifex</i>		Tubificidae	3,5	5,7	3	miz		el	x	x	
406	<i>Uncinails uncinata</i>		Naididae	3,5	5,7	3	miz		B	xxx		
407	<i>Unio crassus</i>		Bivalvia	5,0	16,0	1	maz	RL 1/1	l			
408	<i>Unio pictorum</i>		Bivalvia	4,2	9,2	2	maz	RL 3/3	l(el)	x		
409	<i>Unio tumidus</i>		Bivalvia	4,6	12,1	2	maz	RL 2/3	l(el)			
410	<i>Valvata cristata</i>		Gastropoda	3,8	7,0	3	maz	V/-	l(el)	x		
411	<i>Valvata piscinalis antiqua</i>		Gastropoda	3,8	7,0	3	maz		l			
412	<i>Valvata piscinalis piscinalis</i>		Gastropoda	3,8	7,0	3	maz	V/-	l	xx		
413	<i>Vejdovskyella intermedia</i>		Naididae	2,1	2,1	4	miz		l	xx	x	
414	<i>Viviparus contectus</i>		Gastropoda	4,1	8,6	3	maz	RL3/3	l	x		
415	<i>Viviparus viviparus</i>		Gastropoda	4,2	9,2	2	maz	RL2/2	l(el)	x		

Legende:

eco-W. Indexwert einer Zeigerart, dimensionslose Zahl

GI Indikationsgewicht, dimensionslose Zahl

ÖZK ökologische Zustandsklasse von 1 - 5

GZO Größenzuordnung, wobei

maz sog. Makrozoobenthos (= Restfauna)

miz sog. Meiofauna (i.d.R. die kleinwüchsige Brackwasserfauna der Annelida)

RLA Rote Liste-Art, wobei D = Deutschland, Ni = Niedersachsen

Hali Halinität i.w.S.

he holeuryhalin (indifferent; marin bis limnisch): 0 - 35‰

em euryhalin-marine: > 0,5 - 35‰

gB genuine Brackwasserart: (> 0,5) 3 - 10‰ (< 30)

B opportunistische Brackwasserart: <0,5 ->30‰

el euryhalin-limnisch: +/- 10‰

l(el) limnisch, salztolerant: +/- 5‰

l limnisch = Süßwasserart

n.c. nicht klassifiziert

TEL Tideelbe: Nachweis

TWe Tideweser: Nachweis

TEm Tideems: Nachweis

lim limnisch

x vereinzelt bis mehrfach: (sub-)rezedent

xx zahlreich bis sehr häufig: (sub-)dominant

xxx massenhaft: eudominant

Summe/Anteil der eco-Arten (absolut u. relativ) bezogen
auf die ökologischen Zustandsklassen (ÖZK)

n.b. = nicht bewertet

ÖZK	1	2	3	4	5	n.b.	Summe
n eco	7	35	85	168	105	15	415
%	1,7	8,4	20,5	40,5	25,3	3,6	100,0

Summe/Anteil der eco-Arten (absolut u. relativ) bezogen

auf die Großtaxagruppen

n.b. = nicht bewertet (Coleoptera)

##	Taxagruppe	n eco	%	##	Taxagruppe	n eco	%
1	Amphipoda	15	3,6	8	Decapoda	5	1,2
2	Aphanoneura	4	1,0	9	Diptera	73	17,6
3	Bivalvia	23	5,5	10	Enchytraeidae	5	1,2
4	Bryozoa	6	1,4	11	Ephemeroptera	19	4,6
5	Cirripedia	1	0,2	12	Gastropoda	36	8,7
6	Cnidaria	3	0,7	13	Heteroptera	19	4,6
7	Coleoptera	64	15,4	14	Hirudinea	9	2,2
##	Taxagruppe	n eco	%	##	Taxagruppe	n eco	%
15	Isopoda	5	1,2	22	Polychaeta	7	1,7
16	Lumbricilidae	4	1,0	23	Porifera	2	0,5
17	Megaloptera	1	0,2	24	Propappidae	1	0,2
18	Mysidacea	3	0,7	25	Trichoptera	21	5,1
19	Naididae	34	8,2	26	Tubificidae	20	4,8
20	Odonata	13	3,1	27	Turbellaria	3	0,7
21	Plecoptera	4	1,0	28	n.b. Coleoptera	15	3,6
Summe						415	100,0

Übersicht Neozoa und deren eco-Werte

lfd. # AeT1+	Art	System	eco-Wert	Neozoon	Halinität	Verbreitung, Vorkommen in OWK TEL			Status
29	<i>Alyaeophya desmaresti</i>	Decapoda	1,0	Neo	euryök; limnisch, halotolerant	OWK Ost (TEL) 1992	OWK West (TEL) 1995	OWK T1 1993	B (Norddeutschl.)
33	<i>Balanus improvisus</i>	Cirripedia	1,0	Neo	euryhal.-marin				A
42	<i>Branchiura sowerbyi</i>	Oligochaeta	2,1	Neo	limnisch; limno-/rheophil	OWK Hafen 2010	OWK Ost (TEL) 2000		A; K-Strategie (?)
74	<i>Corbicula</i> spp.	Bivalvia	1,0	Neo & invasiv	euryök; limnisch; halotolerant	OWK Hafen	OWK Ost (TEL) 2002		B
75	<i>Cordylophora caspia</i>	Chitardia	2,5	Neo & invasiv	halophil; holeuryhalin	OWK Hafen	OWK Ost (TEL)	OWK T1	A; Kosmopolit (?)
77	<i>Corophium curvispinum (Chel-)</i>	Amphipoda	1,0	Neo & invasiv	limnisch; S-Toleranz	OWK Hafen	OWK Ost (TEL)	OWK West (TEL) 1995	A
104	<i>Dikerogammarus villosus</i>	Amphipoda	1,0	Neo & invasiv	limnisch; S-Toleranz	OWK Hafen	OWK Ost (TEL) 2000		C
105	<i>Dreissena (rostriformis) bugensis</i>	Bivalvia	1,0	Neo & invasiv	euryhal.-limn.	bis dato nicht nachgewiesen			B
106	<i>Dreissena polymorpha</i>	Bivalvia	2,5	Neo & invasiv	euryhal.-limn.; halotolerant	OWK Hafen	OWK Ost (TEL)	OWK West (TEL)	A
108	<i>Dugesia tigrina</i>	Turbellaria	1,0	Neo	euryök; limnisch	OWK Ost (TEL) 1990			A
130	<i>Eriocheir sinensis</i>	Decapoda	1,0	Neo & invasiv	(hol-)euryhal.-marin	OWK Hafen	OWK Ost (TEL)	OWK West (TEL)	OWK T1
133	<i>Ferissia wautieri</i>	Gastropoda	3,2	Neo (?)	limnisch; limnophil		OWK Ost (TEL) 1992		A
140	<i>Gammarus tigrinus</i>	Amphipoda	1,0	Neo	holeuryhalin; euryök	OWK Hafen	OWK Ost (TEL)	OWK West (TEL)	OWK T1
208	<i>Hypantia invalida</i>	Polychaeta	1,0	Neo (invasiv?)	limnisch; geringe S-Toleranz	OWK Hafen 2009	OWK Ost (TEL) 2006	OWK West (TEL) 2009	B
219	<i>Jaera istri</i>	Isopoda	2,5	Neo (invasiv?)	limnisch; geringe S-Toleranz		OWK Ost (TEL) 1995		O
242	<i>Lithoglyphus naticoides</i>	Gastropoda	4,2	Neo	RLA; limnisch, limno-/rheophil	bis dato nicht nachgewiesen			A
246	<i>Marenzelleria neglecta</i>	Polychaeta	1,0	Neo & invasiv	euryhal.-marin	bis dato nicht nachgewiesen			B
247	<i>Marenzelleria</i> spp.	Polychaeta	1,0	Neo & invasiv	(hol-)euryhal.-marin	OWK Hafen 1995	OWK West (TEL) 1993	OWK T1 1993	B
248	<i>Marenzelleria viridis</i>	Polychaeta	1,0	Neo & invasiv	(hol-)euryhal.-marin	OWK Hafen 1996	OWK West (TEL) 1994	OWK T1 1994	B
311	<i>Physella acuta</i>	Gastropoda	1,0	Neo	euryök; limnisch & limnophil	OWK Hafen	OWK Ost (TEL) 1992		A; Kosmopolit
337	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	Gastropoda	1,0	Neo & invasiv	euryökl.; euryhal.-limn.	OWK Hafen	OWK Ost (TEL) 1983	OWK West (TEL) 1992	A; Kosmopolit
415	<i>Viviparus viviparus</i>	Gastropoda	4,2	Neo	RLA; limnisch, limno-/rheophil	OWK Hafen	OWK Ost (TEL) 1992	OWK West (TEL) 1993	C

A = etablierte Art B = nicht etablierte Art C = Status fraglich O = kein Neozoon (autochthon oder natürl. Einw.)

Konvertierung der Abundanzen der beiden Größenzuordnungen (= GZO)

	A_{FIB}	
500 µm-Fraktion		250 µm- Fraktion
[Ind./m²]	Fibonacci-ZF	[Ind./m²]
0	0	0
1 - 3	1	1-175
4 - 12	2	> 175-525
13 - 42	3	> 525-1.800
43 - 142	5	> 1.800-6.300
143 - 480	8	> 6.300-25.200
481 - 1.519	13	> 25.200-100.800
≥ 1.520	21	> 100.800

Tabelle: Klassengrenzen Anzahl Großtaxagruppen (NGT)

LOG NGT	EQR	QK
1,3	1	
>1,23	>/=0,8	sg
>1,15	>/=0,6	g
>1	>/=0,4	m
>0,48	>/=0,2	ub
<0,48	<0,2	s

Tabelle: Zusammenfassender Überblick AeTV (Bewertungsmodule, Klassengrenzen, Verrechnung zur Gesamtbewertung)

Zusammenfassender Überblick AeTV (Bewertungsmodule, Klassengrenzen, Verrechnung zur Gesamtbewertung)														
AeTV+	Modul 1			Modul 2 (a)			Modul 2 (b)			Modul 3			Modul 4 (optional)	
	Ästuartypen-Index (AeTI)	EQR ÄeTI	EQR ÄeTI linear skaliert	MAZ	EQR MAZ	MAZ	MAZ	EQR MAZ	MAZ	MAZ	EQR MAZ	MAZ	MAZ	EQR MAZ
ökol. Zustand WRRL	1 - 1,3	0,925 - 1	0,8 - 1	>30	0,8 - 1	>32	0,8 - 1	>32	0,8 - 1	>12,49	0,8 - 1	>12,69	0,8 - 1	0,8 - 1
1	1 - 1,3	0,925 - 1	0,8 - 1	>30	0,8 - 1	>32	0,8 - 1	>32	0,8 - 1	>12,49	0,8 - 1	>12,69	0,8 - 1	0,8 - 1
2	>1,3 - 1,8	0,8 - 0,925	0,6 - 0,8	22 - 30	0,6 - 0,8	25 - 32	0,6 - 0,8	25 - 32	0,6 - 0,8	9,3 - 12,49	0,6 - 0,8	9,5 - 12,69	0,6 - 0,8	0,6 - 0,8
3	>1,8 - 2,8	0,55 - 0,8	0,4 - 0,6	11 - 22	0,4 - 0,6	13 - 25	0,4 - 0,6	13 - 25	0,4 - 0,6	5,31 - 9,3	0,4 - 0,6	5,61 - 9,5	0,4 - 0,6	0,4 - 0,6
4	>2,8 - 3,9	0,275 - 0,55	0,2 - 0,4	5 - 11	0,2 - 0,4	6 - 13	0,2 - 0,4	6 - 13	0,2 - 0,4	2,81 - 5,31	0,2 - 0,4	3,11 - 5,61	0,2 - 0,4	0,2 - 0,4
5	>3,9 - 5	0 - 0,275	<0,2	<5	<0,2	<6	<0,2	<6	<0,2	<2,81	<0,2	<3,11	<0,2	<0,2

AeTI = Ästuartypen-Index (Neozoen werden i.d.R. mit einem Malus versehen, Ausnahme bereits schon)

MAZ = Mittlere Taxazahl an den Stat. einer AeTV-Probenahmeinheit (Neozoen gehen in die MAZ)

NGT = Anzahl Großtaxagruppen, Bezug Probenahmeinheit gepoolte Daten.

ADF = Alpha-Diversität nach Fisher, Bezug Probenahmeinheit gepoolte Daten

VGBI = Vorlandgewässerindex

Verrechnung der modulspezifischen EQR_Punkte zum Gesamt EQR des Wasserkörpers

Modul 1 (M1)	Modul 2 (M2)	Modul 3 (M3)	Modul 4 (M4)
AeTI	MAZ _{NGT}	ADF	VGBI

Ermittlung AeTV+

$$\text{Gesamt EQR}_{\text{M1-3}} = (3 \cdot \text{EQR}_{\text{AeTI}} + 2 \cdot \text{EQR}_{\text{MAZ}} + 0,5 \cdot \text{EQR}_{\text{ADF}}) / 5,5$$

$$\text{Gesamt EQR}_{\text{M1-4 inkl. VGBI}} = [\text{EQR}_{\text{M1-3}} \cdot (10 \cdot G \cdot 0,1) + \text{EQR}_{\text{VGBI}} \cdot (G \cdot 0,1)] / 10$$

(G= Gewichtungsfaktor %-Anteil des Vorlandgewässers)

ergänzende Auswertungen im Rahmen AeTV+:

Salindex: Vorkommen Salzindikatoren wird als Anteil (Arten und Abundanz) berechnet (nachrichtlich, Grundlage f. expert judgement)

Neozoen: Vorkommen Neozoa wird als Anteil (Arten und Abundanz) berechnet (nachrichtlich, Grundlage f. expert judgement)

BBM: Aufsummierung der AeTI-Ecwerte (nachrichtliche Information)