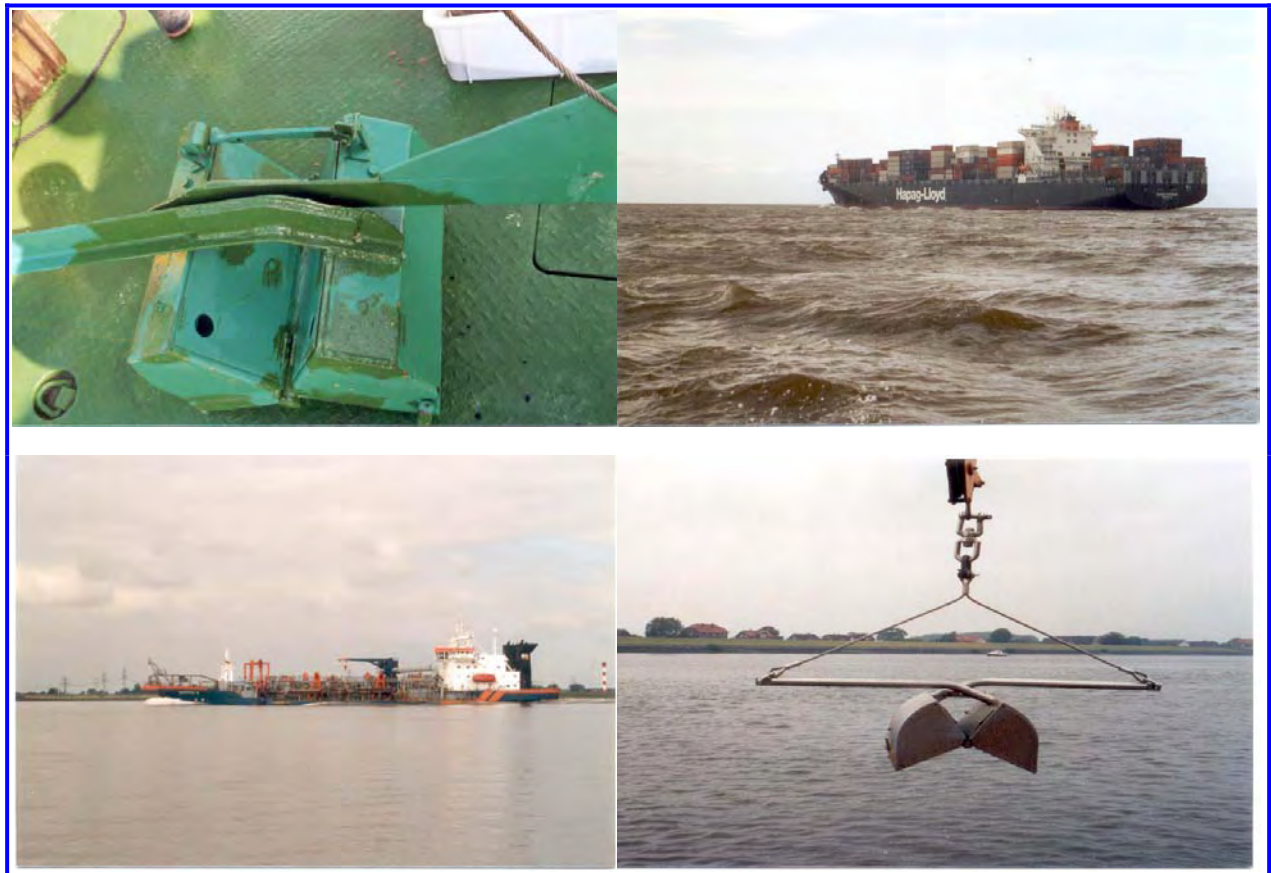


Prüfung des erweiterten Aestuar-Typie-Indexes (AeTI) in der Tideelbe als geeignete Methode für die Bewertung der Qualitätskomponente benthische Wirbellosenfauna gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie im Rahmen eines vorläufigen Überwachungskonzeptes (Biomonitoring)

Praxistest AETI anhand aktueller Daten der wirbellosen Bodenfauna (Zoobenthos) im Untersuchungsraum Tideelbe (2005) und Konzept zur Probenahmestrategie sowie Design und Probenauf- und Bearbeitung



Auftraggeber

Sonderaufgabenbereich Tideelbe - Wassergütestelle Elbe

Februar 2006

Auftraggeber: **Sonderaufgabenbereich Tideelbe -
Wassergütestelle Elbe**

Neßdeich 120 - 121
21129 HAMBURG

Titel: **Prüfung des erweiterten Aestuar-Typie-Indexes
(AeTI) in der Tideelbe als geeignete Methode
für die Bewertung der Qualitätskomponente
benthische Wirbellosenfauna gemäß EU-Wasser-
rahmenrichtlinie im Rahmen eines vorläufigen
Überwachungskonzeptes (Biomonitoring)**

**Praxistest AeTI anhand aktueller Daten (Zoobenthos) im
Untersuchungsraum Tideelbe (2005)**

I. Fassung 02/06

Auftragnehmer: **Hans-Joachim Krieg – Beratender Biologe**
Hydrobiologische Untersuchungen und Gutachten
HUuG Tangstedt

Pinneberger Weg 2 · D - 25499 Tangstedt

Telefon 04101 · 27573

Telefax 04101 · 480920

eMail huug.krieg@t-online.de

Bearbeiter & Verfasser:
Diplombiologe Hans-Joachim Krieg
HUuG Tangstedt

unter Mitarbeit von:
Diplombiologin M. Choudhury
Diplombiologin A. Jacobi

Inhalt: 48 Seiten

Datum: 19. Februar 2006

I N H A L T S V E R Z E I C H N I S		S E I T E
1	Einleitung	5
2	Problemstellung und Zielsetzung	5
3	Methode	6
3.1	Probenahmestrategie und Design	6
3.2	Auswertemodule	13
3.2.1	Aestuar-Typie-Index (AeTI)	17
3.2.2	Mittlere Artenzahl	20
3.2.3	Artendiversität nach FISHER et al. (1943)	21
4	Ergebnisse und Diskussion	22
4.1	Gewässersubtyp 20 (Tide)	22
4.2	Gewässersubtyp 22.3 (Marschengewässer, große Ströme)	26
4.3	Gewässertyp T 1 (Übergangsgewässer)	32
4.4	Zusammenfassende Bewertung Elbeästuar	39
5	Monitoringstrategie	41
6	Zusammenfassung	42
7	Literatur	44

tabellarischer **ANHANG**

A B B I L D U N G S V E R Z E I C H N I S	S E I T E
---	-----------

Abb. 1	Bearbeitungsgebiet Tideelbe und Lage der 6 für das vorläufige Monitoring 2005 ausgewählte Querprofile für die QK benthische Wirbellosenfauna (Zoobenthos) mit Darstellung der Halinitätszonen	7
Abb. 2	Hypothetischer Querschnitt Unterelbe vom Süd- zum Nordufer mit 13 Probestellen auf dem Profil	7
Abb. 3	Schüttsteinböschungen - Unterelbe (links) bei St. Margarethen und (rechts) Twielenflether Sand	8
Abb. 4	Probenahme und Gerätschaften	11
Abb. 5	Probenahme-Design und Probenbearbeitung (Schema)	12
Abb. 6	Potentielle Verbreitung salzpräferenzstoleranter Artkollektive in den drei Gewässertypen Tideelbe	15
Abb. 7	Querschnitte QS 6 & 5 (Subtyp 20-Tide), hier: links bei Zollenspieker und rechts bei Seemannshöft	23
Abb. 8	Anzahl der AeTI-indizierten Arten pro Eco-Klasse, hier Tideelbe Subtyp 20-Tide (<u>zwei</u> QS)	23
Abb. 9	Querschnitte QS 4 & 3 (Subtyp 22.3), hier: links NSG Mühlenberger Loch und rechts bei Twielenfleth	27
Abb. 10	Anzahl der AeTI-indizierten Arten pro Eco-Klasse, hier Tideelbe Subtyp 22.3 (<u>zwei</u> QS)	28
Abb. 11	Querschnitte QS 1 & 2 (Typ T 1), hier: links Unterelbe auf Höhe Oste-Mündung und rechts bei St. Margarethen/Böschrücken	33
Abb. 12	Anzahl der AeTI-indizierten Arten pro Eco-Klasse, hier Tideelbe Typ T 1 (<u>zwei</u> QS)	34
Abb. 13	Besiedlungsstruktur südliches vs. nördliches Watt im Gebiet	35
Abb. 14	Aktueller ökologischer Zustand (ob. Grafik) und ökologisches Potential (unt. Grafik) (Tideelbe 2005)	39
Abb. 15	Transformierung ökologischer Zustand zu ökologisches Potential	40

T A B E L L E N V E R Z E I C H N I S	S E I T E
---------------------------------------	-----------

Tab. 1	Konvertierung der Individuenzahlen [Ind./m ²] in Abundanzstufen A _i (relative Schätzstufen)	13
Tab. 2	Gegenüberstellung der übergreifend groß- und kleinräumigen Verbreitung ausgewählter, benthischer Evertibraten in der <u>Tideelbe</u>	16
Tab. 3	Vorkommen seltener oder verschollener benthischer Invertebraten in der Tideelbe	19
Tab. 4	Zusammenstellung der Bewertungsparameter und Einstufung in ökologische Zustandsklasse Subtyp 20-Tide	24
Tab. 5	Zusammenstellung der Bewertungsparameter für Querschnitte Zollenspieker und Seemannshöft	25
Tab. 6	Zusammenstellung der Bewertungsparameter und Einstufung in ökologische Zustandsklasse Subtyp 22.3 (tide-offene Marschengewässer, großer Strom)	28
Tab. 7	Zusammenstellung der Bewertungsparameter für Querschnitte Mühlenberger Loch und Twielenfleth	30
Tab. 8	Zusammenstellung der Bewertungsparameter und Einstufung in ökologische Zustandsklasse Typ T 1 (Übergangsgewässer)	33
Tab. 9	Zusammenstellung der Bewertungsparameter für Querschnitte Böschrücken und Belum	37

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

1 Einleitung

Für die Qualitätskomponente „Wirbellose Bodenfauna“ (= QK_WBF) existierte bislang keine normierte Methode zur Bewertung des ökologischen Zustands der Tideelbe gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL). Das für kleine und mittlere (gezeitenlose) Fließgewässer konzipierte AQEM/STAR-Verfahren (STAR CONSORTIUM 2003) sowie das multimetrische Bewertungssystem (vgl. MEIER et al. 2005) ist auf einen Gezeitenstrom nicht übertragbar, da das Elbeästuar aufgrund seiner Tidedynamik, seiner Hydromorphologie und seiner historischen Entwicklung als Seeschiffahrtsstraße eine eigenständige Methode erfordert - sowohl hinsichtlich der Probenahme als auch der ökologischen Bewertung.

Im Auftrag der ARGE ELBE, der „Tideelbe-Anrainer“ FH Hamburg, Niedersachsen und Schleswig-Holstein, vertreten durch die FH Hamburg/Wassergütestelle Elbe, wurde kurzfristig eine diesbezügliche Methode für die QK_WBF erarbeitet (KRIEG 2005).

2 Problemstellung und Zielsetzung

Das Bewertungsverfahren für die Tideelbe, der **Aestuar-Typie-Index** (kurz **AeTI**), entstand auf der Basis des Potamon-Typie-Indexes (SCHÖLL & HAYBACH 2001) und dessen aktueller Erweiterung (SCHÖLL, HAYBACH & KÖNIG 2005), eine Methode zur Bewertung ausgebauter, großer Flüsse, insbesondere Bundeswasserstraßen. Die Kerngedanken des PTI, die „offene Taxaliste“, das Indikationsprinzip gewässertypischer Arten, wurden uneingeschränkt übernommen, ebenso wie die Berechnung und Prüfung auf Gültigkeit des Indexes sowie die Klassifizierung. Zentrales Thema der Modifikation des PTI hin zum AeTI war die Liste und die Indizierung gewässerspezifischer Arten im Hinblick auf die Besonderheiten des (Elbe-)Ästuars. In einer 1. Version wurden 218 ästuar- und flusstypische Arten auf ihre Eignung geprüft, indiziert und als „interne Referenz“ für die Bewertung des ökologischen „Potentials“ der Tideelbe ausgewiesen (vgl. KRIEG 2005). Die Basis bildeten zeitgenössische Untersuchungsergebnisse und Literaturrecherchen zur räumlichen Verbreitung der benthischen Wirbellosen in der Tideelbe sowie aktuelle Faunendaten tidebeeinflusster, anthropogen überformter Marschen- und Übergangsgewässern in Schleswig-Holstein (HAGGE et al. 2004).

Der Festlegung des ökologischen „Potentials“ als Eckpunkt für das Bewertungssystem lagen die Tatsachen zugrunde, dass die Tideelbe bereits als vorläufig „erheblich verändert“ eingestuft ist (ARGE ELBE 2004, 2005), und dass sich der anthropogene Nutzungsdruck auf das System in Zukunft noch verstärken wird, insbesondere in seiner Funktion als Seeschiffahrtsstraße (HAMBURG PORT AUTHORITY 2005). Diese Auslegung und „Präqualifikation“ gab Anlass zur Kritik, seitens der KoBio (schrift. Mitt. FRIEDRICH & FELD, Essen 2005) sowie vom UBA (schrift. Mitt.

RECHENBERG, Berlin 2005). Letztendlich wurde die eigne Position überdacht und der Empfehlung gefolgt, dass trotz der „vorläufigen“ Einstufung (aufgrund negativer hydrodynamisch-morphologischer Veränderungen) zunächst eine Bewertung mit der Maßgabe des „sehr guten ökologischen Zustands“ zu erfolgen hat. In Abstimmung mit dem Auftraggeber und den Auftragnehmern der QK Makrophyten und Fischfauna wurde dieser Vorgehensweise entsprochen, so dass nachfolgend der ökologische „Zustand“ der QK_WBF bewertet wird.

Ziel der aktuellen Untersuchung war die Erprobung bzw. Eignung des überarbeiteten Verfahrens für die Tideelbe. Außerdem wurde der AeTI, analog zur „Vorlage“ durch zwei weitere Indizes ergänzt: Die Schätzung der Biodiversität anhand der „Mittleren Artenzahl“ und die Berechnung der „Artendiversität“ nach FISHER et al. (1943). Der Praxistest, der im Rahmen des vorläufigen Monitorings im Sommer 2005 erfolgte, sollte außer der Überprüfung der Bewertungsmethodik und der Anwendbarkeit des nun mehr multimetrischen Verfahrens auf alle drei Gewässertypen des Elbeästuars auch die Optimierung der Probenahme und Materialbearbeitung einbeziehen.

Hinsichtlich des in 2007 beginnenden Biomonitorings wurde ein Stationsraster auf verschiedenen Querschnitten im Längsverlauf Tideelbe konzipiert. Dies und die zeitliche Komponente der Probenahme galt es im Rahmen der Testphase auf ihre Repräsentativität zu überprüfen.

3 Methode

3.1 Probenahmestrategie und Design

3.1.1 Untersuchungsgebiet

Der Untersuchungsraum Tideelbe (ohne Nebenflüsse) ist nach Osten durch die Staustufe Geesthacht (Strom-km 585,9) und nach Westen durch die Kugelbake bei Cuxhaven (Strom-km 727,7/ Grenze zur Außenelbe) begrenzt (vgl. Abb. 1). Das Gebiet ist in die Flusstypen Subtyp 20 (sandgeprägter Tidestrom), Typ 22.3 (Strom der tideoffenen Marschengewässer) sowie in den Typ T 1 (Übergangsgewässer syn. transitional zone) gegliedert. Während das Übergangsgewässer und das Marschengewässer jeweils den Wasserkörper Elbe bzw. Elbe West darstellen, ist der Abschnitt des sandgeprägten Tidestroms in die zwei Wasserkörper Hamburger Hafen und Elbe Ost unterteilt (ARGE ELBE 2004, 2005).

Das o. g. Elbeästuar unterliegt in seiner Gesamtheit der Tidedynamik, wobei als Masterfaktoren v. a. die Strömungsverhältnisse (Variabilität und Umkehr), der Wasserstand (Tidehub) und das Salz (Gradient und Grenze) gelten. Auf diese haben wiederum drei variable Größen einen steuernden Einfluss: Die hydrologischen sowie meteorologischen Randbedingungen und die hydrodynamische Charakteristik, hier Systemgeometrie. Letztere definiert durch die Parameter Wassertiefe, Querschnittsweite und Fluträume, erstere hingegen durch die Oberwasserzuflüsse über das Wehr Geesthacht, die Tideverhältnisse in der Deutschen Bucht/Außenelbe (mondphasenabhängige Nipp-/Springtiden) und die Windwirkungen [v.a. NW-/O-Richtung, (Orkan-/Sturm-) Stärke]. D. h., die Tideelbe ist ein hochdynamisches System, welches erst bei Geesthacht durch das künstliche Querbauwerk in seiner Dynamik „gebremst“ wird. Diese Charakteristik ist für das weitere Verständnis, insbesondere die räumliche Verbreitung der benthischen Wirbellosen, entscheidend. Zum besseren Verständnis sei an dieser Stelle auf die ausführlichen Grundlagenstudien v. a. von LUCHT (1953, 1964), ROHDE (1971), KÜHL (1972) verwiesen.

Zur Erprobung des Verfahrens wurden im Rahmen eines vorläufigen Biomonitorings sechs repräsentative Querschnitte im Flusslängsprofil festgelegt (vgl. Abb. 1) und hinsichtlich ihrer benthischen Wirbellosenfauna untersucht. Die Auswahl der Querschnitte erfolgte anhand vorliegender, zeitnaher Datensätze, verlässlicher Literaturangaben und aus der Revierkenntnis heraus. Die Anzahl der Profile und ihre Positionierung ergab sich einerseits aus dem Salzgradienten (hier mixohaline und Süßwasser-Zone) und andererseits aus den drei Gewässertypen Tideelbe.

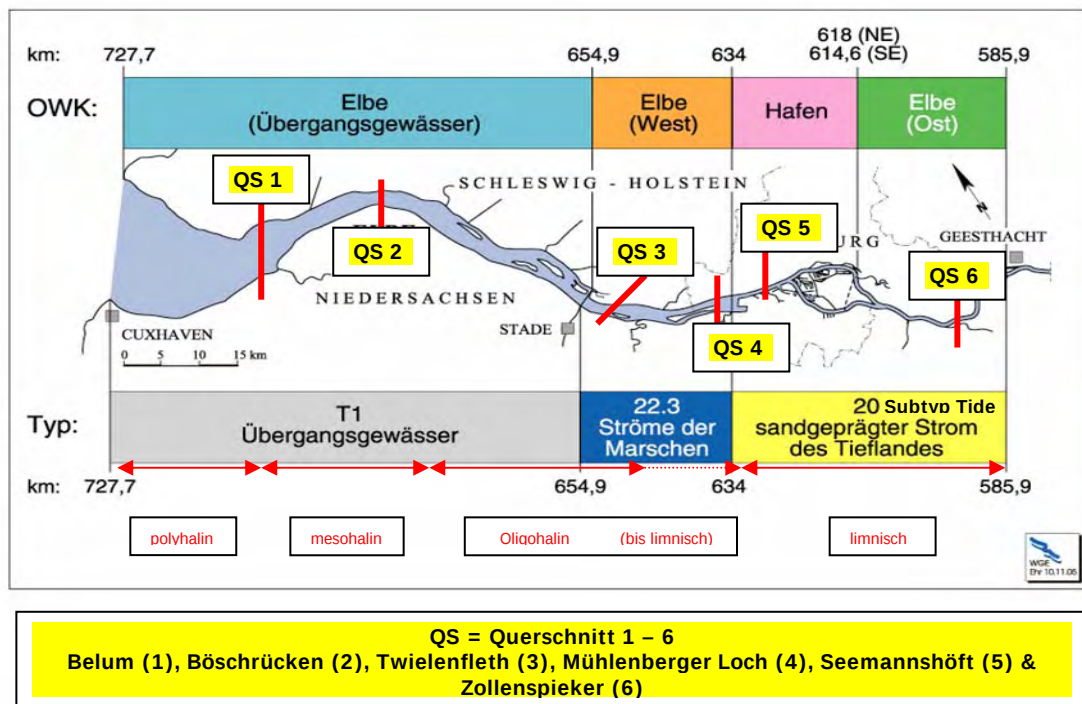


Abb. 1: Bearbeitungsgebiet Tideelbe und Lage der 6 für das vorläufige Monitoring 2005 ausgewählten Querprofile für die QK benthische Wirbellosenfauna (Zooobenthos) mit Darstellung der Halinitätszonen (UVU-MATERIALBAND VII 1997), Kilometrierung, Oberflächenwasserkörper (OWK) und Gewässertypen (nach ARGE ELBE 2005, verändert)

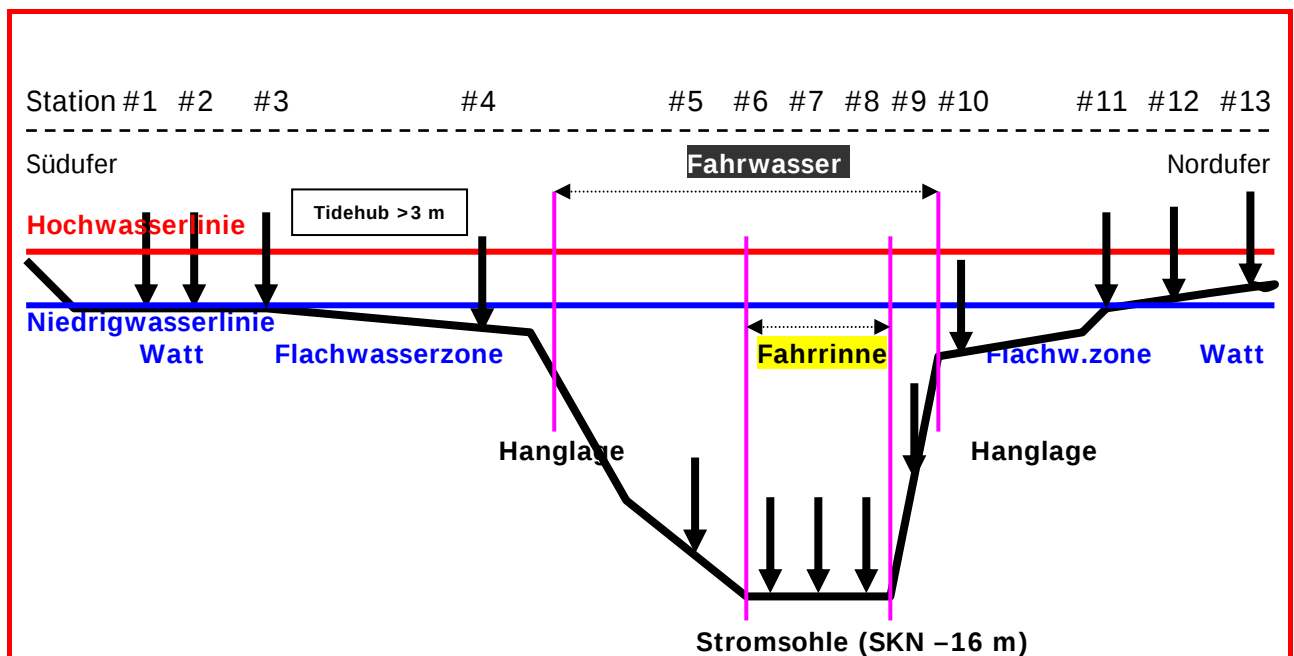


Abb. 2: Hypothetischer Querschnitt Unterelbe vom Süd- zum Nordufer mit 13 Probestellen auf dem Profil (nicht maßstabsgetreu, überhöhte Darstellung; SKN = Seekarten-Null)
 Bei 9 Probestellen: 2 x 2 Wattstationen, 3 Stationen Stromsohle; entsprechend der Morphologie 1 Hang- & 1 Flachwasserstation oder 2 Hang- oder 2 Flachwasserstationen

Entsprechend der Flussbreite wurden neun bis 13 Stationen auf einen Querschnitt gelegt, wobei potentiell hochwertige und geringwertige Biotope, bspw. Watten, naturnahe Abschnitte versus ausgebaute Strecken, wie Fahrwasser, Fahrrinne, gleichermaßen Beachtung fanden. Darüber hinaus wurde eine analoge Tiefenzonierung für die Stationen berücksichtigt (vgl. dazu Abb. 2).

3.1.2 Substratwahl

Hinsichtlich des Substrattypus wurden ausschließlich Weichsubstrate beprobt (anstehende Sedimenttypen von Schlick über Feinsand bis Grobkies). Schüttsteinböschungen, Stacks, die künstlichen Biotope der Bundeswasserstraßen, wurden während der Pilotphase vernachlässigt, obwohl sie praktisch beprobbar sind. Die Ausschlusskriterien dürften aber nachvollziehbar sein: Einerseits ist ihr Flächenanteil verhältnismäßig gering (meist unter 5%) und in Relation zum Quer- und Längsprofil nicht repräsentativ (Ausnahme Hafen). Andererseits stellt der Tidehub den limitierenden Besiedlungsfaktor dar, denn mit ablaufend Wasser fallen die Böschungen (bis auf das vorgelagerte Watt) zu meist komplett trocken (vgl. Abb. 3, Fig. 1 & 2). Und im Gegensatz zu den Elbe-Nebenflüssen ist die Überschlückung der Schüttsteine im Hauptstrom gering. An (exponierten) Prallhangseiten sind die Steinblöcke häufig asphaltiert, so dass ein Lückensystem fehlt. Die meisten der auf Schüttsteinen lokalisierten Arten siedeln zu dem im sandig-kiesigen Sublitoral des Fahrwassers, der Fahrrinne (v. a. *Cordylophora*, *Dreissena*, *Mytilus*, *Balanus*, *Corophium*, *Hydropsyche*), und - das ist durchaus entscheidend - die „klassische“ Insektenfauna (ohne Diptera) der Hartsubstrate ist in der Tideelbe bis heute eindeutig unterrepräsentiert (u. a. SCHÖLL & FUKSA 2000). Letzteres ist wahrscheinlich ein Phänomen tideoffener Gewässer, eine Folge des Tidehubs und wurde so bereits von SCHLIENZ (1923) erkannt; auch in vergleichbaren Ästuar-Untersuchungen, bspw. der Zeeschelde (Belgien), wird diese Kausalität bestätigt (SEYS et al. 1999).

Im übrigen ist die Degradation des Ökosystems Tideelbe im wesentlichen eine Folge zahlreicher, wiederholter Eingriffe in die Sohlsystem, v. a. durch die Unterhaltungsbaggerei und Fahrrinnenanpassungen sowie Maßnahmen zur Strömungslenkung auf die Fahrrinne (Erhöhung der Räumkraft über der Sohle, um dadurch eine Minimierung des Unterhaltungsaufwands zu erreichen). Im Vergleich dazu sind die Auswirkungen der randständigen Ufersicherungen/Verbauungen sekundär. Da der AETI den Stressor „allgemeine Degradation“ bewertet, müssen die Proben den relevanten Weichsubstraten entstammen. Dennoch sollten auch zukünftig die Hartsubstrate/Habitattypen beprobt werden, da sie der sog. 21. Probe (< 5%-Anteil) gemäß Verfahren AQEM/STAR entsprechen und für eine mögliche Bewertung des ökologischen „Potentials“ der Tideelbe als „heavily modified waterbody“ notwendig sein werden (pers. Mitt. FELD, Bremen 2005).

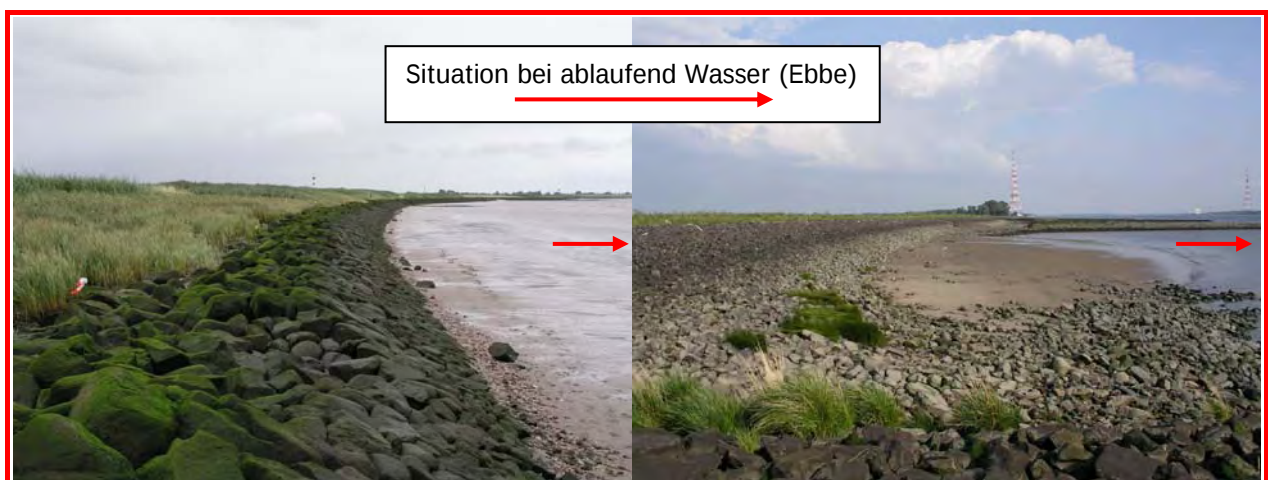


Abb. 3: Schüttsteinböschungen - Unterelbe (links) bei St. Margarethen und (rechts) Twielenflether Sand (Fotos STILLER 2006)

3.1.3 Untersuchungshäufigkeit

Für große Flüsse gilt die Empfehlung einer einmaligen Beprobung während der Sommerperiode (HAASE & SUNDERMANN 2004). Ohne Einschränkungen (Faunenverluste) ist dies auf ein Ästuar nicht übertragbar. Grundsätzlich sind zwei Beprobungen empfehlenswert: einmal im zeitigen Frühjahr (März/April) und einmal Ende August/Anfang September. Während des Frühjahrs ist die (eu-) dominante FE (= Fauneneinheit) Oligochaeta am arten- und individuenreichsten ausgeprägt und Ende Sommer sind die Populationen der FE Mollusca, Polychaeta, und Malacostraca repräsentativ. Ein Kompromiss konzentriert sich auf die Monate Juni/Juli. In dieser Zeit sind die Oligochaeten, mit Einschränkung der Naididae, noch divers und individuenstark präsent, und die vorgenannten FE sind entsprechend ihrer Reproduktionsperiodizität im Untersuchungsgebiet bereits abundant und strukturiert vertreten. Speziell hier zeigt sich der Vorteil der „Offenen Taxaliste“, ihre Robustheit gegenüber saisonalen Effekten. Die große Zahl der Eco-indizierten Spezies (n = 288; Stand Herbst 2005) stellt sicher, dass zu allen Jahreszeiten eine ausreichende Artenzahl in allen Öko-Klassen verfügbar ist.

3.1.4 Entnahmetechnik

Wie bereits eingangs erwähnt, bedürfen große Ströme und Ästuarare einer eigenständigen Probenahmestrategie und -technik. Die Gründe sind naheliegend: v. a. Gewässertiefe und –breite, Trübung, Strömungsgeschwindigkeit. Die Methode korrespondiert im wesentlichen mit denen der Küstengewässer (u. a. VAN VEEN 1933, DYBERN et al. 1976, RUMOHR 1990, SEYS et al. 1999). Für die Elbe und die weiteren norddeutschen Ästuarare ist eine Beprobung vom Schiff aus erforderlich. Die Probennahme über dem Eulitoral sollte aus begreiflichen Gründen bei auflaufend Wasser (Flutphase) erfolgen, d. h., vom Zeitpunkt her ist die Probenahme tideabhängig zu planen.

Die günstigste Zeitspanne zur Entnahme wäre die Stauwasserphase, also der Zeitpunkt um die Kenterpunkte Ebbe oder Flut (K_E oder K_F). Im Falle der Tideelbe ist dies jedoch Theorie, denn eine Stauwasserphase, wenn sie überhaupt eintritt, ist derzeit nur noch von extrem kurzer Dauer (Minutenmaßstab). Gegen Ende der Ebbephase läuft über Grund die Flut bereits stromauf und umgekehrt (allerdings mit anderen „Vorzeichen“); die Strömungsgeschwindigkeiten über der Sohle können bereits kurz nach K_E bzw. K_F extrem sein: Je nach Standort in der Tideelbe zwischen 0,5 und 2 m s⁻¹.

Die Konsequenz ist ein möglichst schwerer Bodengreifer. Der übliche Van-Veen-Greifer (= VV-Greifer) mit den Standardmaßen 0,1 m² Oberfläche (= OF), 15 cm Grabtiefe, ca. 14 l Volumen und rd. 25 kg Leergewicht (vgl. Abb. 4.1) war stromab Glückstadt nicht mehr erfolgreich einsetzbar. Bei Beibehaltung der Standardoberfläche ist ein Greifergewicht von 50 kg zu empfehlen - auch Maximalgewicht für diesen Typ (pers. Mitt. FISCHER, Fa. HYDROBIOS, Kiel 2005). Die Alternative wäre der VV-Greifer mit $\geq 0,2$ m² OF und Leergewicht von rd. 90 kg – allerdings nicht Standardmaß (vgl. Abb. 4.2 & 4.3).

In Abb. 5 ist die Probenbehandlung zusammenfassend dargestellt. Grundsätzlich wurden an einer Station/Probestelle drei Parallelen mit dem 0,1 m²-VV-Standardgreifer genommen. Auf den Querschnitten Böschrücken/St. Margarethen (Strom-km 690) und Belum/Neufelder Watt (Strom-km 710) ist nach Totalverlust des Standardgreifers das „schwere“ Modell zum Einsatz gekommen: OF = 0,23 m², Volumen 35 l, Grabtiefe 25 cm und Leergewicht rd. 85 kg (allerdings haben auch an diesem Typ die extremen Strömungsgeschwindigkeiten der Unterelbe ihre deutlichen Spuren hinterlassen, vgl. Abb. 4.3).

Befüllungsgrade unter 2/3 des Greifervolumens wurden verworfen. Aus jeder vollen Greiferparallele ist mit einem Stechrohr (= STR; I. D. = 4,5 cm; OF 15,9 cm²; Tiefe = 10 cm) ein Probe

für die Auswertung der Oligochaeta (und Kleinpolychaeta-Fauna) entnommen worden (vgl. Abb. 4.2). Die drei STR-Proben wurden ungesiebt jeweils in ein Kautex-Gefäß überführt, sofort mit Formaldehyd fixiert (Endkonzentration ca. 4%) und mit Bengalrosa angefärbt (der Proteinfarbstoff wird der Formalinlösung gleich beigemischt: 1 g Bengalrosa auf 1 Liter 4%-iges Formalin).

Von den drei Parallelen ist ein VV-Standardgreiferinhalt sofort an Bord mit reichlich Wasser flotiert und das dekantierte Material über ein Sieb der Maschenweite (= MW) 500 µm schonend aufkonzentriert worden (vgl. Abb. 4.4). Fixierung und Konservierung des Siebrückstands wie vorstehend. Im Fall des eingesetzten 0,23 m²-Bodengreifers wurden nicht die gesamten 35 Liter überführt und flotiert, sondern mit 10 Litern ein dem Standardgreifer in etwa analoges Volumen (rd. $\frac{3}{4}$ des 0,1 m²-VV-Greiferinhalts).

Im Rahmen der Prämonitoring-Untersuchung 2005 bildeten, wie bereits genannt, ein VV-Standardgreiferinhalt (OF = 0,1 m²) und drei Stechrohrinhalte (OF = 15,9 cm²) die Basis der Datenerhebung und ökologischen Bewertung. Zukünftig sollte die Zahl der Parallelen erhöht werden, möglichst auf drei VV-Standardgreiferinhalte und sechs Stechrohrproben, um die hohe, allerdings natürliche Variabilität der Parameter im Ästuar mit einem höherem [n] zumindest abzuschwächen.

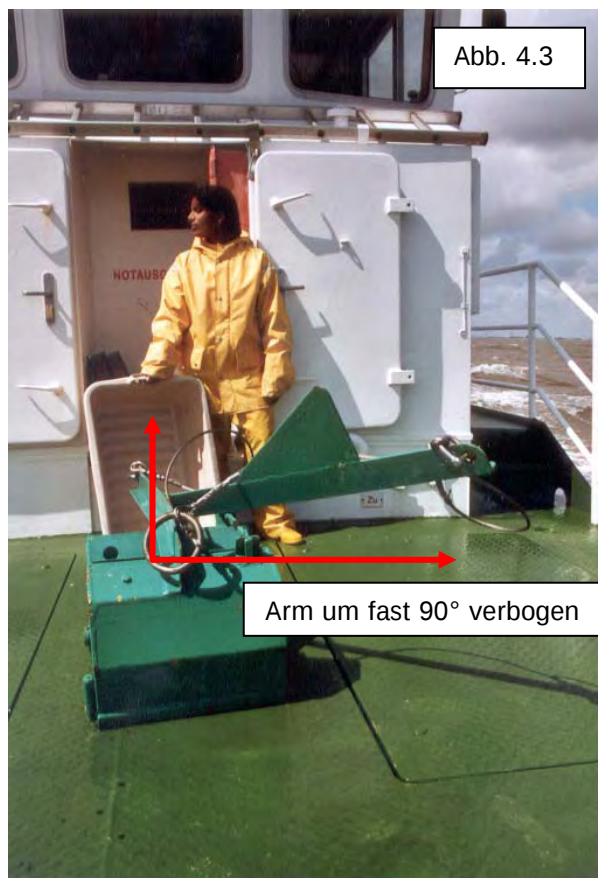
3.1.5 Probenbearbeitung

Die Aufarbeitung der konservierten Proben erfolgte im Labor. Das Formol wurde vorsichtig über ein Sieb mit der MW 250 µm dekantiert, und das Probenmaterial dann in einem speziellen Verfahren eluiert: Die Wirbellosenfauna wird schonend durch einen Wasserstrom vom Sediment getrennt. Die Stärke des Wasserstroms wird derart reguliert, dass die „leichte“ Endo- und Epifauna aufschwimmt, organische und Tonpartikel ebenfalls, aber die Masse des (mineralischen) Sediments im Spülgefäß verbleibt. Das Eluat wurde über das vorgenannte, gleiche Sieb (MW 250 µm) geleitet, dabei konzentriert und die Schlufffraktion mit reichlich Wasser ausgespült - ohne den schädigenden Prozess des mechanischen Siebvorgangs. Die Siebfraktion wurde dann in einer Sortierlösung zwischengelagert (aus 5% Propylenglykol und 0,2% Propylenphenoxetol gelöst in Deionat; Bedingung für Sortierlösung ist die vorherige Formolkonservierung). Das im Spülgefäß verbleibende Sediment wurde noch stichprobenartig nach großen Organismen durchsucht. Allerdings werden bei richtiger Justierung des Wasserstroms auch diese Faunenelemente quantitativ überspült. Selbst vergleichsweise große Tiere, u. a. Polychäten, Schnecken oder Muscheln, werden im Eluatstrom transportiert.

Das Sortieren der Organismen nach Taxa höherer Ordnung bzw. FE und deren Trennung vom Restsediment sowie die Quantifizierung erfolgte portionsweise in speziellen Bogorov-Zählschalen unter dem Binokular bei 10- bis 40-facher Vergrößerung. Durch den Bengalrosa-Zusatz fallen selbst die kleinsten Organismen auf und werden nicht übersehen (färbt Protein leuchtend rot). Da bei der Probenahme zahlreiche Annelida autotomieren und durch die weitere Bearbeitung die Tiere auch teilweise zerbrechen, was selbst bei schonendster Arbeitsweise unvermeidlich ist, werden nur komplett erhaltene Tiere oder abgetrennte Kopfsegmente bestimmt und gezählt. Bei Muscheln und Schnecken wurden nur (vor der Konservierung) lebende Tiere registriert und quantifiziert; leere Schalen und Gehäuse bleiben unberücksichtigt.

Die Artdetermination und quantitative Auswertung erfolgte entsprechend der Organismengröße mit Hilfe von Binokular (max. 320-fache Vergrößerung) und Mikroskop (max. 1000-fache Vergrößerung). Da in zahlreichen Proben die Individuendichten der Annelida, Chironomiden, Amphipoda u. a. extrem hoch waren (> 1.000 Individuen), wurden in solchen Fällen die Populationen im 10-fach-Planktonteiler geteilt. Je nach Populationsdichte wurden 1/10 bis 5/10 aus dem Teiler entnommen (mind. 110 Tiere). Für die taxonomische Ansprache der Oligochäten und Chironomiden wurden Präparate aus BERLESE'schem Aufhellungsgemisch hergestellt. Das

Zellgewebe mazeriert in Berlese, und die chitinösen, artdiagnostisch wichtigen Strukturelemente werden deutlich sichtbar. Durch unterschiedliche Chloralhydrat-Einwaagen in der Berlese



Probenahme und Gerätschaften

Abb. 4.1: Van-Veen-Greifer mit Standardoberfläche 0,1 m²

Abb. 4.2: Van-Veen-Greifer, groß mit 0,23 m² Oberfläche; Entnahme der Stechrohrproben aus VV-Greifer

Abb. 4.3: Van-Veen-Greifer, groß mit 0,23 m² Oberfläche; trotz robuster Konstruktion deformiert!

Abb. 4.4: Flotation des VV-Greifermaterials direkt an Bord über Sieb mit Maschenweite 500 µm

lässt sich der Mazervationsgrad steuern. Je geringer der Anteil, umso schonender die Mazeration, was besonders bei zarten Gewebestrukturen wichtig ist, v. a. Naididae oder Aphanoneura.

Im Rahmen dieser Untersuchung konnten erwartungsgemäß nicht sämtliche Eco-indizierten Tiere bis auf Artniveau bestimmt werden. Insbesondere Juvenilstadien von Polychäten, Tubificiden, Gammariden, Corophien oder Chironomiden entziehen sich der Genauigkeit; deshalb i. d. R. als <juv.> oder <indet.> angesprochen. Außerdem unterblieb die Determination der Nematoden und kleinen Turbellarien. Abgesehen davon, dass spezielle Einbettungs- und Schnitttechniken angewendet werden müssen, bleibt deren genaue Erfassung erfahrenen Spezialisten vorbehalten. In der „Offenen Artenliste“ sind sie bis auf Ausnahmen bisher auch nicht eingestuft.

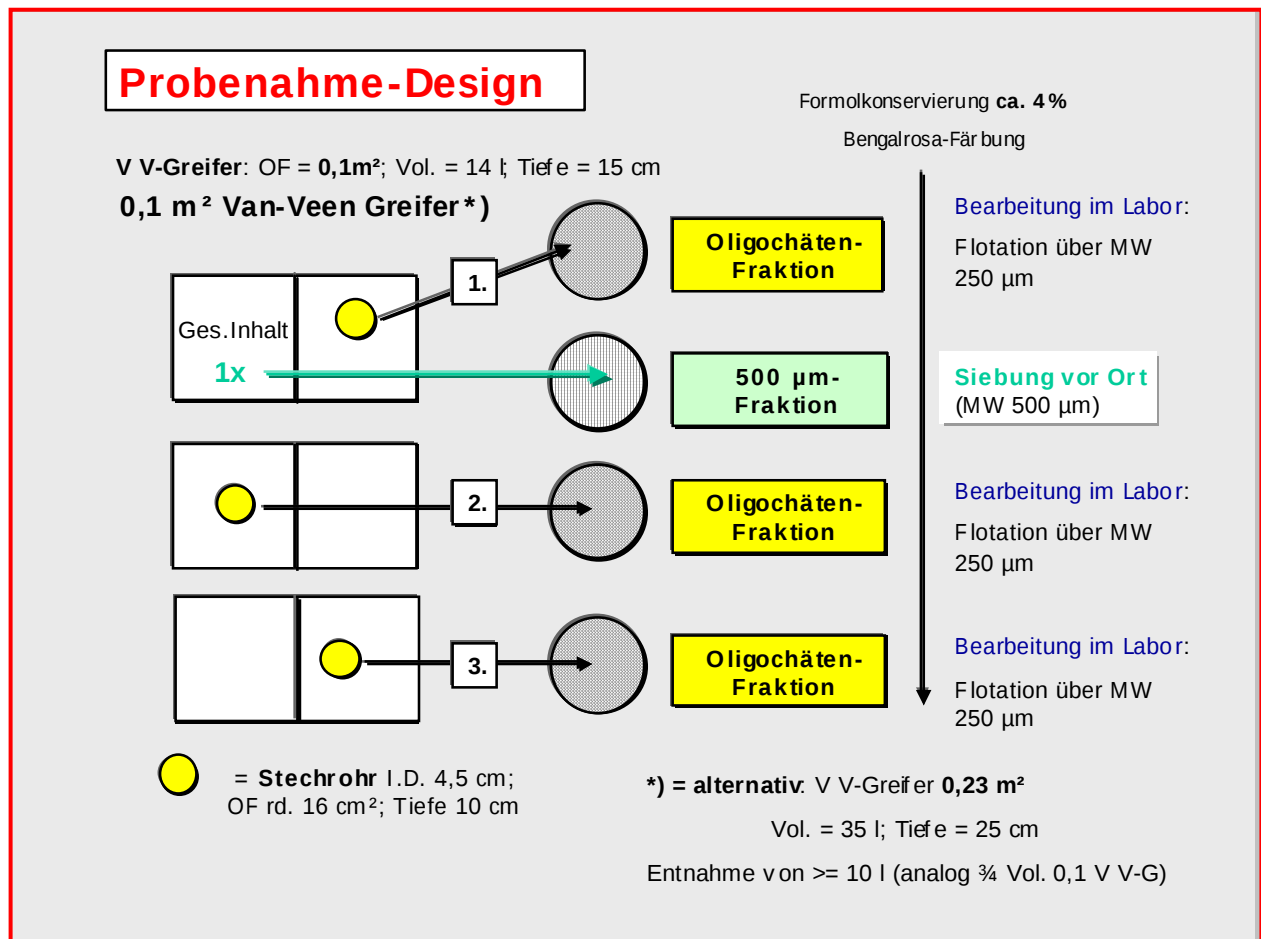


Abb. 5: Probenahme-Design und Probenbearbeitung (Schema)

3.1.6 Datenauswertung

Die Zählergebnisse der VV-Greifer- und Stechrohrproben können aufgrund des bekannten Flächenbezugs problemlos auf einen Quadratmeter hochgerechnet werden (= [Ind./m²]). Für die Indexberechnung ist die Eingabe der Individuenzahlen als Abundanzziffern (relative Abundanz von 1 = Einzelfund bis 7 = massenhaft) erforderlich. Die Konvertierung erfolgt nach Tab. 1, getrennt für die 500 µm- und die 250 µm-Fraktion. Bezug ist einerseits eine Zoobenthosprobe (= 500 µm-Fraktion) mit der Oberfläche von 0,1 m² (VV-Greifer) und andererseits die einzelne Oligochätenprobe (= 250 µm-Fraktion) mit der Oberfläche von rd. 16 cm² (Stechrohr). Dies berücksichtigt die unterschiedlichen Individuendichten der verschiedenartigen FE und ihre Siebgrößentoleranz (500 µm versus 250 µm MW).

Tab. 1: Konvertierung der Individuenzahlen [Ind./m²] in Abundanzstufen A_i (relative Schätzstufen)

** = nach SCHÖLL et al. (2005)

A _i	MZB** (= 500 µm-Frakt.)		Oligochaeta (= 250 µm-Frakt.)		A _i
	[Ind./m ²]		[Ind./m ²]		
Abundanzstufen	von	bis	von	bis	verbal
0	0	0	0	0	kein Nachweis
1	1	3	1	5	vereinzelt
2	4	12	6	50	wenig
3	13	42	51	500	wenig bis mittel
4	43	142	501	5.000	mittel
5	143	480	5.001	50.000	mittel bis viel
6	481	1.519	50.001	100.000	viel
7	≥ 1.520		> 100.000		massenhaft

Bei sessilen, flächigwachsenden Organismen, v. a. Porifera, Bryozoa, wird der Deckungsgrad im Freiland geschätzt und gem. SCHÖLL et al. (2005) in fiktive Individuenzahlen bzw. Abundanzstufen konvertiert.

3.2 Auswertemodule

Der von KRIEG (2005) für norddeutsche Ästuare entwickelte AeTI wurde erweitert, und beruht nun ebenso wie der für große Ströme konzipierte PTI (SCHÖLL et al. 2005) auf einem multimetrischen Ansatz. Allerdings konnten im Gegensatz zu SCHÖLL et al. (l. c.) als ergänzende Metriken ausschließlich zwei Indizes zur Biodiversität berücksichtigt werden: Die „Mittlere Artenzahl“ (Kap. 3.2.2) und die „α-Diversität“ nach FISHER et al. (1943) (Kap. 3.2.3).

Die Bewertung anhand des Stressors „Organische Verschmutzung“ (Modul 1) mittels des Saprobienindex ist für Ästuare (Brackwasser) nach DEV (1992) nicht statthaft. Die Parameter Verhältnis „r- zu K-Strategen“ sowie „aktive zu passive Filtrierer“ sind auf die Tideelbe nicht anwendbar, da im heutigen Ausbauzustand - und dafür bedarf es keiner zusätzlichen Berechnung – die r-Strategen die benthische Wirbellosenfauna dominieren, und die Verschiebung hin zu aktiven Filtrierern ist primär ein deutlicher Hinweis auf Stauinflüsse durch Querbauwerke. Unterhalb Geesthacht ist die Elbe bekanntermaßen freifließend, allerdings analog dem Gezeitenrhythmus mit periodischer Strömungsumkehr. Stauwasser, wenn es denn noch eintritt, ist kein lokales sondern ein zeitliches und natürliches Phänomen entlang des Längsprofils Tideelbe, so dass auch das Verhältnis „aktive“ versus „passive Filtrierer“ ungeeignet ist.

Der **Aestuar-Typie-Index** (AeTI) bewertet, ergänzt durch die zwei weiteren, relevanten Metrics (o. g.), die „**Allgemeine Degradation**“ (Modul 3; Bewertungssystem gem. MEIER et al. 2005), die gemeinsam den Kriterien der EU-WRRL entsprechen, als da sind: Die **Artenzahl**, **strukturelle Zusammensetzung** und **Vielfalt** der Gesellschaft benthischer Wirbelloser, ebenso wie die **Individuenzahlen** (indirekt) und der Anteil **sensitiver** Arten.

In einem weiteren Rückgriff auf SCHÖLL et al. (l. c.) wurde die Eingangsprüfung der Zoobenthosstichproben auf Datenhomogenität (im mathematischen Sinn) in das Auswerteprogramm integriert. Proben werden dann als homogen definiert, wenn sich für den Parameter Artenzahl die Mittelwertabweichungen als zufällig erweisen, und wenn die Artenzusammensetzung weitgehend erhalten bleibt. Das Homogenitätskriterium selbst stellt die Vergleichbarkeit der Daten zwischen den Stichproben sicher, außerdem gibt es Hinweise auf methodische Fehler bei der Probenahme oder falsche Dateneingaben. Näheres dazu siehe SCHÖLL et al. (l. c.). Die mathematische Behandlung des Verfahrens ist in KÖNIG (2003) ausführlich dargestellt.

Entsprechend der beherrschenden Tidedynamik eines Ästuars weicht die Bewertungsmethodik AeTI von der formellen Vorgabe einer typfixierten Bewertung ab. Die ästuarspezifischen Eigenarten (vgl. Kap. 3.1.1) erfordern eine andere Vorgehensweise bzw. eine analoge, wie sie bereits bei SCHÖLL et al. (l. c.) für den PTI beschritten wurde.

Die Autoren stellten für die Gewässertypen 10 & 20 fest (i. d. R. Bundeswasserstraßen), dass es zwischen den Typen zahlreiche Übergänge gibt, deren systemare Ausprägung v. a. vom Abfluss und dem hydrologischen Regime abhängig ist. Das Ästuar wiederum wird noch durch eine Besonderheit, die Gezeitendynamik geprägt. Der Einfluss dieser Parameter betrifft im vorliegenden Fall den gesamten Untersuchungsraum Tideelbe, von der Kugelbake bei Cuxhaven bis zur Staustufe Geesthacht. In der Longitudinalen unterliegen die Größen zwar einer Abschwächung, allerdings i. d. R. bidirektional und innerhalb fließender Grenzen. Wird bspw. die Messgröße Salz betrachtet, so zeigen sich folgende Effekte:

Mit der Flut wird Wasser marinen Ursprungs elbeaufwärts transportiert, gegen den Oberwasserabfluss. Die aufwärtswandernde Welle führt zu einem zeitversetzten Anstieg des Wasserspiegels, durch die lokale Systemgeometrie und die meteorologischen Rahmendaten im Längsprofil durchaus unterschiedlich, und von stromauf gesehen kommt es zur Verdünnung der Salzkonzentration durch den Oberwasserabfluss. Bei Ebbe drehen sich die Vorzeichen um, d. h., der Wasserstand sinkt und Süßwasser dringt weit elbeabwärts vor.

Die Grenzlage zwischen Süß- und Salzwasser (per Konvention 0,5 ‰) ist also fließend. Bei extremen Wetterkonditionen, wie anhaltender Sturm über der Nordsee mit Windrichtung aus NW sowie gleichzeitig Springtide und geringes Oberwasser, reicht die „Obere Brackwassergrenze“ bis weit in Hamburger Gebiet, umgekehrt bei hohem Oberwasserabfluss und östlichen Winden wird sie bis weit unterhalb der Störmündung gedrückt. Diese Variabilität über Zeit und Raum ist nicht nur für Salz, sondern für alle Messgrößen im Ästuar charakteristisch, v. a. Strömungsgeschwindigkeit, Tidehub, Mobilität der Sohlstrukturen und des -materials, Schwebstofftransport und natürlich auch für die Biologie (vgl. auch Kap. 3.2.1).

Die Hydro- und Tidedynamik beeinflussen ohne Zweifel die Verteilung der Arten im Ästuar und bedingen die biologischen Eigentümlichkeiten in diesem Raum. Das Salz, insbesondere dessen zeitliche und räumliche Variabilität, die gezeitenabhängige Pendelbewegung im Strom, ist dabei ein ganz entscheidender Faktor. Im Gegensatz zu relativ stabilen Randmeeren, wie Ostsee, Schwarzes Meer, mit homoiohalinen Milieubedingungen, müssen die Tiere im Ästuar extreme periodische, wie aperiodische Schwankungen im Salzgehalt ertragen (= poikilohalines Milieu). Nur besonders (salz-)tolerante Arten, mit der Fähigkeit einer guten Osmoregulation, können in den Lebensraum eindringen, dort leben und sich reproduzieren. Vom Meer, aus den Küstengewässern wandern euryhalin-marine Arten in das Ästuar, von Oberstrom, aus dem Süßwasser dringen euryhalin-limnische Arten ein, und in der Brackwasserzone (Mixohalinikum) siedeln einige wenige Spezialisten, die echten Brackwasserarten, mit einem Arten-, Individuen- und Biomassemaximum im mesohalinen Bereich zwischen 3 und 10 ‰ Salzgehalt (MICHAELIS 1994). So wie marine Arten im Polyhalinikum (18 - 30 ‰ S) noch leben, so können auch Süßwasserorganismen, insbesondere Oligochäten, Mollusken oder Chironomidenlarven, unter leicht erhöhten Salzkonzentrationen, im oligohalinen Bereich existieren. Mit anderen Worten: Verteilungsprinzipien – ja, aber feste Verbreitungsgrenzen, mit Ausnahme der echten Brackwasserarten, gibt es nicht, vielmehr ist dem Wortsinn nach „alles im Fluss“. Außerdem wird das Ästuar von holeuryhalinen (omnieuryhaline) Brackwasserarten durchstreift, die im gesamten Raum existieren und sich reproduzieren. Die theoretischen Grundzüge dieser salzabhängigen Longitudinalverteilung sind in Abb. 6 für das Elbeästuar dargestellt (x-Achse = Stromkilometrierung; y-Achse = Artenzahl).

In der nachfolgenden Tab. 2 sind verschiedene Artgruppen in Hinblick auf ihre Präsenz im Tideelbe-Längsschnitt exemplarisch zusammengefasst. Die sog. „Langstreckenläufer“ vagabundieren in allen drei Gewässertypen, im Extremfall von Cuxhaven bis zur Staustufe Geesthacht.

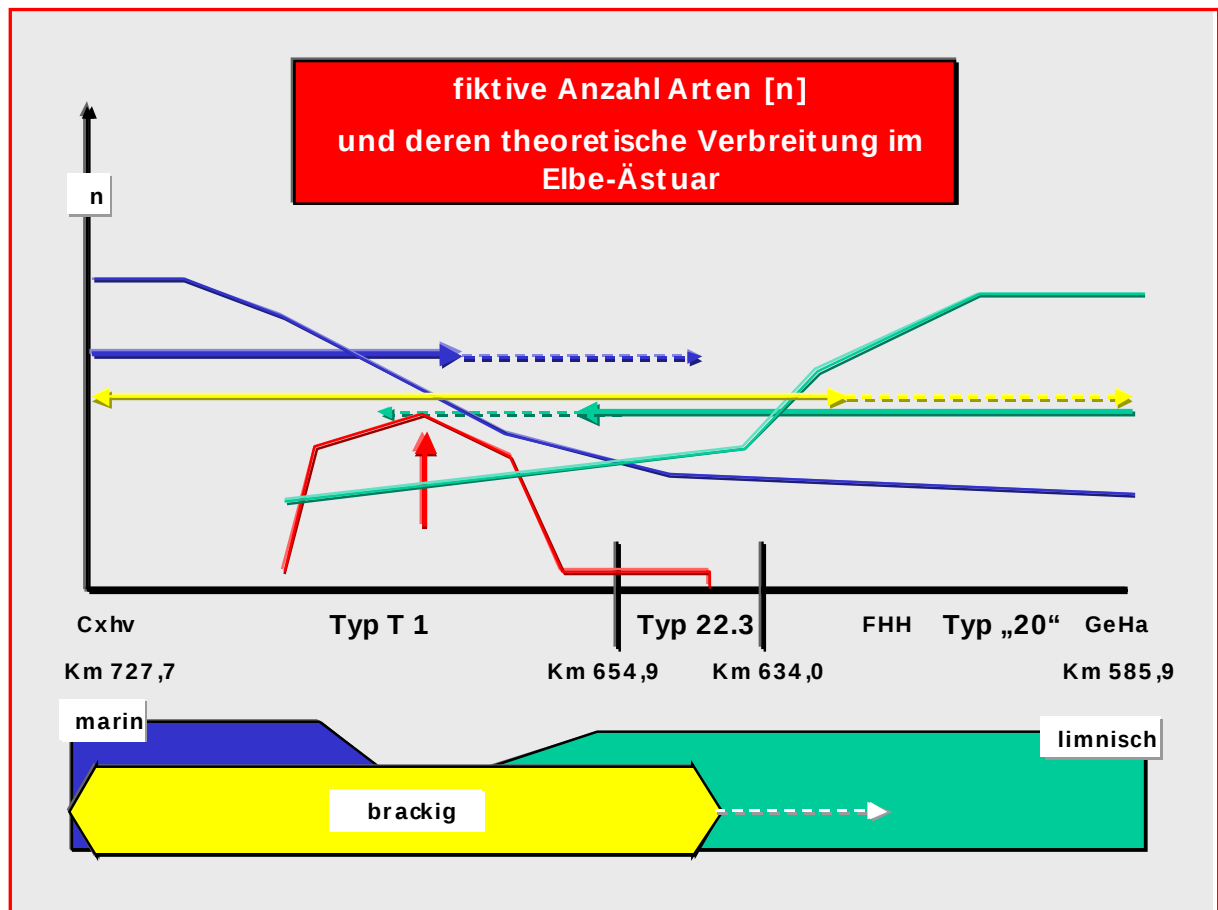


Abb. 6: Potentielle Verbreitung salzpräferenzender/-toleranter Artkollektive in den drei Gewässertypen der Tideelbe (links: Cuxhaven = Cxhv; rechts: Geesthacht = GeHa; mittig: FH Hamburg = FHH)

Farbcodierung der Artkollektive:

Blau: Marin, euryhalin-marines Kollektiv; gelb: holeuryhalines Kollektiv; grün: limnisch, euryhalin-limnisches Kollektiv; rot: Kollektiv echter Brackwasserarten

Blauer Keil: Nordsee- oder „Westwasser“; grüner Keil: Flusswasser; gelb: Mixohalinikum (= Brackwasserzone)

Besonders die Crustaceen sind es, die von der Gezeitenbewegung profitieren. Mit dem Flutstrom lassen sich viele Arten elbeaufwärts transportieren. Ein Phänomen, das bereits SCHLIENZ (1923) beschrieben hat. Dichte Garnelenschwärme von *Neomysis integer* (Mysidacea) oder *Palaemon longirostris* (Decapoda) bei Zollenspieker (Strom-km 598,7) sind während der Sommermonate eine bekannte Erscheinung. Der heimische Flohkreb *Gammarus zaddachi* ist mittlerweile wie die eingeschleppte Schwesterart *G. tigrinus* (Amphipoda) in der gesamten Elbe verbreitet - aktuell von der invasiven, omnieuryhalinen Neozoa *Dikerothrips villosus* jedoch wieder verdrängt. Unter den Polychaeta ist es besonders der Neueinwanderer *Marenzelleria* cf. *neglecta* (syn. *M. viridis*), der die Tideelbe bis Hamburg hinauf erobert hat: Im Mühlenberger Loch erreicht die Spezies Populationsgrößen von 10^3 bis 10^4 Ind./m². Eine Reproduktion findet dort allerdings nicht statt, dazu bedarf es mind. 5 ‰ Salzgehalt (ZETTLER 1996). Das heißt nichts anderes, als dass die Jungtiere den Flutstrom nutzen und sich aktiv stromauf verdriften lassen.

Die sog. „Mittelstreckenläufer“ sind meist in zwei Gewässertypen präsent, können allerdings auch die „Grenzen“ überschreiten und in den angrenzenden see- oder flusswärtigen Zonierungen siedeln (T 1 bzw. Tidesubtyp 20). Als „Grenzgänger“ sind hier besonders Süßwassermollusken und Oligochäten zu nennen: v. a. die Schnecken *Valvata piscinalis*, *Viviparus viviparus*, einige Pisidien-Arten (Erbsenmuscheln) und Enchytraeiden, Naididen sowie Tubificiden.

Tab. 2: Gegenüberstellung der übergreifend groß- und kleinräumigen Verbreitung ausgewählter, benthischer Evertabraten in der Tideelbe (Auszug aus Anhangtab. A.3)

Langstreckenläufer

von **Cuxhaven** bis (oberhalb) **Hamburg** [analog Typen T 1, 22.3 & Subtyp „20-Tide“]

Cordylophora caspia, *Marenzelleria* spp., *Nereis* (H.) *diversicolor*, *Neanthes* (N.) *succinea*, *Enchytraeus albidus*, *Marionina argentea*, *Akteredrilus monospermathecus*, *Neomysis integer*, *Mysis relicta*, *Gammarus zaddachi*, *G. tigrinus*, *Bathyporeia pilosa*, *B. elegans*, *Palaemon longirostris*, *Eriocheir sinensis* u. a.

von **Geesthacht** über **Glückstadt** in Richtung **Cuxhaven** [analog Typen „20-Tide“, 22.3 & T 1]

Hydra oligactis, *Bithynia tentaculata*, *Corbicula* spp., *Dreissena polymorpha*, *Aeolosoma hemprichi*, *Enchytraeus albidus*, *Marionina* sp., *Chaetogaster* spp., *Nais barbata*, *N. elinguis*, *Paranais frici*, *Uncinaiis uncinata*, *Limnodrilus* spp. (insbes. *L. hoffmeisteri*), *Potamotheix* spp., *Asellus aquaticus*, *Dikerogammarus villosus*, *Corophium curvispinum*, *Chironomus aprilius*, *C. plumosus* agg., *Kloosia pusilla*, *Plumatella repens* u. a.

Mittelstreckenläufer

von **Cuxhaven** bis **Hamburg** [analog Typen T 1, 22.3 & Grenzzone zu Subtyp „20-Tide“]

Phyllococe mucosa, *Lumbricillus lineatus*, *Amphichaeta sannio*, *Tubifex nerthus*, *Balanus improvisus*, *Gammarus duebeni*, *Corophium* spp. (insbes. *C. volutator*), *Chironomus salinarius*, *Halocladus varians*, *Thalassomittia thalassophila* u. a.

von **Geesthacht** bis (elbabwärts) **Glückstadt** [analog Typen „20-Tide“, 22.3 & bis (weit in) Zone T 1]

Radix balthica, *Valvata piscinalis*, *Viviparus viviparus*, *Pisidium casertanum*, *P. subtruncatum*, *Sphaerium corneum*, *Aeolosoma quaternarium*, *Enchytraeus buchholzi*, *Amphichaeta leydigii*, *Nais* spp., *Aulodrilus plurisetus*, *Limnodrilus* spp., *Potamotheix moldaviensis*, *Tubifex tubifex*, *Chironomidae* mit zahlreichen Gattungen und Arten, bspw. *Chironomus*, *Cladotanytarsus*, *Cryptochironomus*, *Procladius*, *Glyptotendipes* spp., *Robackia demeijerei* u. a.

Kurzstreckenläufer

Im gesamten System ebenfalls artenreich; i. d. R. in zwei Typen verbreitet, bspw. Aus dem Süßwasser in Subtyp „20-Tide“ & 22.3 oder aus dem Euhalinikum in T 1 & 22.3. Außerdem stenöke Vertreter im Süßwasser, Mixo-(Meso-)halinkum und Euhalinikum.

Die sog. „**Kurzstreckenläufer**“ sind vermehrt im Übergangsbereich zwischen zwei Gewässertypen zu finden. Die Beschränkung auf einen Typ betrifft nur die äußere Unterelbe (meist marine Einwanderer und halobionte Arten) oder die obere limnische Tideelbe (limnobionte Spezies). Im Typ 22.3 sind keine typfixierten bzw. stenöken Arten präsent, da das Gebiet dem Wechselspiel der oberen Brackwassergrenze unterliegt.

Als Resümee bleibt die Erkenntnis: **Das einzig Beständige im (Elbe-) Ästuar ist die Unbeständigkeit**. Aus diesem Grunde ist es schwer feststellbar oder gar unmöglich, nach welchem Gewässertyp ein Tideelbe-Abschnitt bewertet werden soll. An dieser Stelle ist es durchaus angebracht, die „Macher des PTI“ erneut zu zitieren: „*Deshalb wird hier ein Bewertungsverfahren vorgestellt, das der ökologischen Vielfalt des gesamten Potamals in BWStr. (Typ 10 und 20) als Leitbild zur ökologischen Bewertung großer Flüsse gerecht wird*“ (SCHÖLL et al. 2005). Im Falle des (Elbe-) Ästuars (auch in seiner Nutzung als See- und Binnenschiffahrtsstraße des Bundes) ist dem nichts hinzuzufügen. Zugegeben, die typübergreifende Bewertung ist nicht wasserrahmenrichtlinien-konform. Aber für ein Ästuar wäre das Beharren auf formalistischen Prinzipien schlichtweg kontradiktorisch. Wie vorstehend aufgezeigt, Vorkommen und Verbreitung der benthischen Wirbellosen lässt sich in einem Ästuar nicht auf ein begrenztes Streckenmaß reduzieren; über 50% der benthischen Wirbellosenfauna sind sog. „Mittel- & Langstreckenläufer“. Von den 288 Indikatorarten ist der weit geringere Teil an einen Gewässertyp gebunden, an einen Standort fixiert. Eine typübergreifende, also **Gesamtbewertung** der **Tideelbe**, ist unter diesem Aspekt unproblematisch. Im übrigen ist das Grundprinzip der „Offenen Taxaliste“ auf diese Rahmenbedingung optimal zugeschnitten. Denn bewertet wird die Präsenz, die Indikation einer Art und nicht, was nicht da ist (keine Fehlbetragsanalyse in Bezug zur Referenz).

3.2.1 Aestuar-Typie-Index (AeTI)

Die Grundsätze und die Methodik des Aestuar-Typie-Indexes sind in KRIEG (2005) bereits ausführlich beschrieben. An dieser Stelle sollen kurz die Leitlinien des Verfahrens in Erinnerung gerufen sowie die Änderungen vorgestellt werden.

Der AeTI ist eng an die Prinzipien des Potamon-Typie-Index (PTI) nach SCHÖLL et al. (l. c.) angelehnt. Das Grundelement beider Verfahren ist die „Offene Liste“ der Indikatorarten. Im Falle des PTI, des Potamals, sind es typische Fließgewässerarten, im Falle AeTI, der Tideelbe, dagegen die ästuarspezifischen **und** potamontypischen Fließwasserspezies. Die im Ästuar vorkommenden Arten werden nach ihrer Bindung zum System indiziert. Die Einstufung in Form von Eco-Werten reicht von eins bis fünf, wobei der höchste Wert der engsten Bindung entspricht. Bspw. werden die echten und mittlerweile seltenen Brackwasserarten (vgl. MICHAELIS 1994) aufgrund ihrer Spezifität für die mixohaline Ästuarzonierung mit Eco = 5 am höchsten bewertet, dagegen werden Gewässerubiquisten, die überall verbreitet und nicht gewässertypspezifisch sind, folgerichtig mit Eco = 1 am niedrigsten eingestuft. Die Indizierung erfolgte auf der Basis von Literaturrecherchen (vgl. dazu Literaturliste in KRIEG 2005) und aufgrund von Expertenwissen. Die aktualisierte Liste der 288 eingestuften Arten ist im Anhang archiviert (Tab. A.3). Die Liste in ihrer revidierten Fassung entspricht gleichzeitig der modellhaften Referenz des Bewertungsraumes.

In Kap. 2 ist bereits eine wesentliche Verfahrensänderung genannt worden, die Bewertungsgrundlage der QK_WBF. Das „ökologische Potential“ wurde verworfen und stattdessen wie gefordert der „ökologische Zustand“ eingesetzt. Der ursprüngliche Artenkatalog mit seinen 218 Arten/ Taxa war zur (internen) Referenzierung des Potentials völlig ausreichend, da er das maximal mögliche Artenspektrum nach 1945 auflistete; also mit jener Epoche begann, in der in die Tideelbe innerhalb relativ kurzer Wiederholungsintervalle erheblich und nachhaltig eingegriffen worden ist (Fahrrinnenanpassungen, Kanalisierung des Strombettes):

Bis 1950 der Ausbau auf –10 m SKN; von 1957 bis 1962 auf –11 m SKN; von 1964 bis 1969 auf – 12 m SKN; von 1974 bis 1978 auf –13,5 m SKN; von (1998) bis 1999 auf -15,3 m SKN; in Planung Ausbau auf > -16 m SKN

Für den naturnahen „sehr guten ökologischen Zustand“ war die „Offene Taxaliste“ der QK benthisches Wirbellose zu erweitern, um als Modellreferenz den höheren Ansprüchen zu genügen. Um dem o. g. Zustand nahe zu kommen, wären verbürgte, historische Literaturangaben aus der Zeit vor **1845** notwendig. Denn mit der Indienstellung leistungsfähiger Dampfbagger begann ab **1846** die erste große Fahrrinnenvertiefung von rd. –2 m auf –5,3 m SKN in der Unterelbe. Verwertbare Daten des Makrozoobenthos vor 1845 liegen jedoch nicht vor. Aus dem 19. Jahrhundert sind zwei Untersuchungen zu nennen, die von KIRCHENPAUER (1862) und DAHL (1893), die bis heute ihre Gültigkeit nicht verloren haben, wobei erstere im Längsprofil bei St. Margarethen abbricht. Die Arbeiten von KRAEPELIN (1886), seine Untersuchungen im Hamburger Trinkwassersystem, geben einen indirekten Hinweis auf die Fauna der Hamburger Elbe. Anfang des 20. Jahrhunderts publizierten dann VOLK (1903, 1906, 1910), MICHAELSEN (1901, 1903, 1916), HENTSCHEL (1916, 1923), SCHLIENZ (1923), THIEL (1924) u. a. über verschiedene Faunengruppen der Tideelbe. CASPERS, als Nachfolger Hentschels am Zool. Museum Hamburg, nahm die Elbeforschung nach dem II. Weltkrieg wieder auf; er und seine Schüler veröffentlichten zahlreiche Arbeiten über die Wirbellosenfauna des Elbeästuars: v. a. CASPERS (1948, 1951), GARMS (1961), KOTHÉ (1961), MOVAGHAR (1964), JEPSEN (1965), RIEMANN (1966), GRIMM (1968).

Trotz dieser und einer Vielzahl weiterer Einzeluntersuchungen reichen die Literaturangaben bei weitem **nicht** aus, um die ursprüngliche Artenzusammensetzung der **Tideelbe** zu rekonstruieren (... **deshalb ja auch der Weg hin zur „Offenen Taxaliste“ indikativer Arten**). Als einzige FE

sind die Mollusken seit dem 19. Jahrhundert mehr oder weniger gut dokumentiert, alles andere ist lückenhaft, bleibt Stückwerk (Näheres vgl. dazu PETERMEIER & SCHÖLL 1994).

Der naturnah-historische Zustand war vermutlich durch eine artenreiche Molluskenfauna geprägt. Großmuschelarten aus der Familie Unionidae waren bis Ende des 19. Jahrhunderts bis weit in die Unterelbe präsent (DAHL 1893). Aus Richtung Nordsee drangen euryhalin-marine Muscheln ein; charakteristisch waren v. a. ausgedehnte, individuenstarke Mytilus-Bänke. Entsprechend der Verkräutung der limnischen Tideelbe dominierten individuenreiche Populationen phytophiler Schnecken. SCHLIENZ (1923) notierte dichte *Potamogeton*-Bestände (*P. perfoliatus* und *P. pectinatus*) bis ca. Strom-km 660 (Pagensand). In Richtung Nordsee sind diese „Lebenssubstrate“ dann durch *Cordylophora caspia* (vulgo Keulenpolyp) sowie von Seegras und Tangen abgelöst worden. Der Attraktionswert dieser Substrate manifestierte sich nicht nur in einer mannigfaltigen Gastropodenfauna sondern auch durch zahlreiche, einheimische Amphipoden: Einerseits *Gammarus pulex* und *G. roeselii* und aus dem Brackwasser die noch heute abundanten Arten *Gammarus zaddachi* und *Corophium lacustre*.

Die historisch, indigene Annelidenfauna entspricht in ihrer Artenstruktur weitgehend dem heutigen Zustand. Allerdings war die Verbreitung der Polychaeta und Brackwassertubificiden mehr oder weniger auf den Trichterbereich der Unterelbe begrenzt. Im limnischen Abschnitt der Tideelbe, und der erstreckte sich im 19. Jahrhundert bis unterhalb Glückstadt, dominierte bereits damals im Strombett *Propappus volki* (Propappidae) – zumeist vergesellschaftet mit Enchytraeiden (MICHAELSEN 1916). In den lenitischen Flachwasserzonen und Nebenrinnen siedelte das übliche Spektrum tubicoler Schlickbewohner, wie *Tubifex* spp. und *Limnodrilus* spp. (Tubificidae). Epibenthisch siedeln außerdem Naididen, v. a. die phytophagen Schwesterarten *Amphichaeta sannio* und *A. leydigii*, sowie diverse polyphage *Nais*-Spezies (VOLK 1903, 1906, MICHAELSEN 1901, 1903).

Die Vielfalt der klassischen Insektenfauna, v. a. Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Odonata, Coleoptera, liegt unter dem Referenzstandard vergleichbar großer Süßwasserströme, wie Rhein oder Donau. Die Tidedynamik, speziell der Tidehub, ist für diese Fauneneinheit ungünstig (DAHL 1893), und elbeabwärts wird der Salzgehalt schnell zum limitierenden Faktor (PETERMEIER & SCHÖLL 1994). Zum einen rekrutierte sich die Insektenfauna aus euryöken Gewässerubiquisten, wie bspw. den Larven der Eintagsfliegen *Cloen dipterum*, *Caenis horaria*, der Köcherfliegen, wie *Limnephilus flavicornis*, *Mystacides longicornis*. Andererseits waren auch flusstypische, also rheophile Käfer- und Steinfliegenlarven ein ursprüngliches Faunenelement, v. a. *Halipilus fluviatilis* (Coleoptera), *Taeniopteryx nebulosa* oder *Isogenus nubecula* (Plecoptera).

Gegenüber der 1. Version sind durch entsprechende Recherchen 88 weitere Arten in die „Offene Taxaliste“ aufgenommen und indiziert worden. Dabei handelt es sich in der Mehrzahl um Einzelnennungen oder historische Arten, die in der Tideelbe nach heutiger Kenntnis sehr selten oder verschollen sind. Nun ist nicht auszuschließen, dass einige Spezies wieder neu entdeckt werden. So wurde in der aktuellen Untersuchung die bis dato verschollene Libellenart *Gomphus flavipes* (vgl. dazu FFH-Richtlinie, Anhang IV) in der oberen, limnischen Tideelbe wieder nachgewiesen (Strom-km 599,5). Oder bis etwa 1990 waren bspw. Najaden in der limnischen Tideelbe noch Fehlanzeige. Heute sind dichte Bestände von Unioniden sogar im Gebiet des Hamburger Hafens verbürgt (pers. Mitt. DIERCKING, Hamburg, 2005 und eigne Beobachtungen).

In Tab. 3 sind exemplarisch einige der (sehr) seltenen oder verschollenen Spezies aufgelistet, vorrangig die bis Ende des 19. Jahrhunderts artenreiche FE der Mollusca. Diese wie auch weitere Spezies anderer FE sind zuletzt vor 1900 oder bis 1900/1922 nachgewiesen worden. Allerdings, und das muss beachtet werden, die Dokumentation für die Tideelbe ist für die meisten FE leider lückenhaft (vgl. PETERMEIER & SCHÖLL 1994).

Tab. 3: Vorkommen seltener oder verschollener benthischer Invertebraten in der Tideelbe (Auszug aus Anhangtab. A.3)
(FRIEDEL 1869 & 1870, DAHL 1893, SCHLIENZ 1923, THIEL 1924, FIEDLER 1991, PETERMEIER & SCHÖLL 1994)

Art	FE	Vorkommen	Nachweis
<i>Congerina leucophaeta</i>	Mollusca: Bivalvia	Untereelbe	?? wieder 1984-86
<i>Musculium lacustre</i>	Mollusca: Bivalvia	Obere limn. Tideelbe Stromspaltung Untereelbe	bis Ende 19. Jahrhundert
<i>Pisidium amnicum</i>	Mollusca: Bivalvia	Obere limn. Tideelbe Stromspaltung Untereelbe	bis Ende 19. Jahrhundert
<i>Pseudoanadonta complanata</i>	Mollusca: Bivalvia	Obere limn. Tideelbe Stromspaltung Untereelbe	bis Ende 19. Jahrhundert
<i>Sphaerium rivicola</i>	Mollusca: Bivalvia	Obere limn. Tideelbe Stromspaltung Untereelbe	bis 1922
<i>Sphaerium solidum</i>	Mollusca: Bivalvia	Obere limn. Tideelbe Stromspaltung Untereelbe	bis 1922
<i>Unio crassus</i>	Mollusca: Bivalvia	Obere limn. Tideelbe Stromspaltung	bis Ende 19. Jahrhundert
<i>Ancylus fluviatilis</i>	Mollusca: Gastropoda	Obere limn. Tideelbe Stromspaltung	bis Ende 19. Jahrhundert
<i>Bathymorphus contortus</i>	Mollusca: Gastropoda	Obere limn. Tideelbe Stromspaltung	bis Ende 19. Jahrhundert
<i>Bithynia leachi</i>	Mollusca: Gastropoda	Obere limn. Tideelbe Stromspaltung Untereelbe	bis Ende 19. Jahrhundert
<i>Lithoglyphus naticoides</i>	Mollusca: Gastropoda	Obere limn. Tideelbe Stromspaltung	bis Ende 19./Anfang 20. Jahrh.
<i>Physa fontinalis</i>	Mollusca: Gastropoda	Obere limn. Tideelbe Stromspaltung	bis Ende 19. Jahrhundert
<i>Radix auricularia</i>	Mollusca: Gastropoda	Obere limn. Tideelbe Stromspaltung	bis Ende 19. Jahrhundert
<i>Stagnicola corvus</i>	Mollusca: Gastropoda	Obere limn. Tideelbe Stromspaltung	bis Ende 19. Jahrhundert
<i>Stagnicola palustris</i>	Mollusca: Gastropoda	Obere limn. Tideelbe Stromspaltung Untereelbe	bis Ende 19. Jahrhundert
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	Mollusca: Gastropoda	Obere limn. Tideelbe Stromspaltung Untereelbe	bis Ende 19. Jahrhundert
<i>Valvata cristata</i>	Mollusca: Gastropoda	Obere limn. Tideelbe Stromspaltung	bis Ende 19. Jahrhundert
<i>Coenagrion pulchellum</i>	Insecta: Odonata	Obere limn. Tideelbe Stromspaltung	bis Anfang 20. Jahrh.
<i>Gomphus flavipes</i>	Insecta: Odonata	Obere limn. Tideelbe	etwa 1929
<i>Isogenus nubecula</i>	Insecta: Plecoptera	Obere limn. Tideelbe Stromspaltung	19. Jahrhundert?
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	Insecta: Plecoptera	Obere limn. Tideelbe Stromspaltung	19. Jahrhundert?
<i>Beraea pullata</i>	Insecta: Trichoptera	Obere limn. Tideelbe Stromspaltung	bis Anfang 20. Jahrh.
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	Insecta: Trichoptera	Obere limn. Tideelbe Stromspaltung	bis Anfang 20. Jahrh.
<i>Limnephilus flavicornis</i>	Insecta: Trichoptera	Obere limn. Tideelbe Stromspaltung	bis Anfang 20. Jahrh.
<i>Mystacides longicornis</i>	Insecta: Trichoptera	Obere limn. Tideelbe Stromspaltung	bis Anfang 20. Jahrh.
<i>Oecetis lacustris</i>	Insecta: Trichoptera	Obere limn. Tideelbe Stromspaltung	bis Anfang 20. Jahrh.
<i>Triantodes bicolor</i>	Insecta: Trichoptera	Obere limn. Tideelbe Stromspaltung	bis Anfang 20. Jahrh.
<i>Idothea balthica</i>	Malacostraca: Isopoda	Untereelbe	1922
<i>Idothea chelipes</i>	Malacostraca: Isopoda	Untereelbe	1922
<i>Jaera albifrons</i>	Malacostraca: Isopoda	Untereelbe	1922
<i>Ligia oceanica</i>	Malacostraca: Isopoda	Untereelbe	1922

<i>Sphaeroma rugicauda</i>	Malacostraca: Isopoda	Untereelbe	1922
----------------------------	-----------------------	------------	------

Am theoretischen Ansatz des AeTI hat sich in der Modifikation (Version II) insofern etwas geändert, als dass die „Offene Taxaliste“ um historische und potentielle Arten ergänzt wurde, um sich damit dem ursprünglich naturnahen (historischen) Zustand der Tideelbe anzunähern (= Modellreferenz des Bewertungsverfahrens).

Die Berechnungsformel für den AeTI wurde unverändert von SCHÖLL et al. (l. c.) übernommen. Der Index kann rechnerisch zwischen 1,0 und 5,0 liegen. Die Zuordnung der Rechenwerte entsprechend den 5 ökologischen Zustandsklassen ist ebenfalls beibehalten worden, wobei analog zum Saprobienindex, ebenfalls eine indikative Methode, kleine Werte gute, hohe Werte schlechte Zustände anzeigen (SCHÖLL et al. 2005, KRIEG 2005). Im Anhang sind die Berechnungsformeln und die Klassifizierung zur Einsichtnahme aufgeführt (Tab. A.4.a+b – A.5.a+b). Die Gültigkeitskriterien des AeTI gelten auch weiterhin: Max. zulässige Standardabweichung ($\pm 0,3$), Mindestzahl von Indikatorarten (abhängig von der Anzahl der besetzten Eco-Klassen) und Abundanzverhältnis eingestufte Arten $> 50\%$ von Gesamt (vgl. Anhang: Tab. A.4.b). Sollten die Prüfgrößen nicht erfüllt sein, so sind die zwei nachfolgenden Parameter zur biologischen Vielfalt heranzuziehen und gegen den AeTI abzuwägen.

3.2.2 Mittlere Artenzahl (MAZ)

Die Gesamttaxazahl ist als Parameter grundsätzlich ungeeignet, da sie unmittelbar von der Anzahl der Stichproben abhängt ($n \uparrow \Rightarrow \text{Taxazahl} \uparrow$). Die strukturelle Diversität wird anhand der mittleren Artendichte, der **MAZ** (1), aus mehreren Stichproben mit einheitlicher Probenahme-fläche bestimmt. Diese Größe ist einfach zu berechnen, und außerdem ist sie mit dem gewählten Diversitätsmaß nach FISHER et al. (1943) gut korreliert. Darüber hinaus ist die MAZ relativ robust gegen inhomogene Datenkollektive.

$$S_c = \frac{\sum_{k=1}^N S_k}{N}, \delta S = \sqrt{\frac{N \cdot \sum_{k=1}^N S_k^2 - (\sum_{k=1}^N S_k)^2}{N \cdot (N-1)}} \quad (1) \text{ [vgl. SCHÖLL et al. (2005)]}$$

S_c = mittlere Artenzahl; S_k = Artenzahl der k-ten Probenahme; N = Anzahl Probenahmen; δS = Standardabweichung

Im Gegensatz zum AeTI ist die MAZ aber nicht uneingeschränkt bzw. übergreifend auf das Ästuar, die Tideelbe in ihrer Gesamtheit, übertragbar. D. h., diese Größe kann über die Flusstypen hinweg die ökologischen Zustandsklassen nicht angeben. Der Tidesubtyp 20 entspricht dem sandgeprägten Tieflandstrom. Der Marschensubtyp 22.3 ist im definierten Stromabschnitt ein schlick- und sandgeprägter Fluss. Das Übergangsgewässer T 1 ist ebenfalls ein schlick-sandgeprägter Mischtypus, allerdings fällt in diesen Untereelbeabschnitt die brackwassergesteuerte natürliche „Verarmungszone“. Die Parameter Artenvielfalt und Biomasse sinken für die wirbellose Bodenfauna stark ab, die Individuendichte steigt hingegen beträchtlich an (vgl. REMANE & SCHLIEPER 1958, 1971; HARTOG DEN 1964, 1974; KINNÉ 1964 u. a.).

Trotz unterschiedlicher Rahmenbedingungen lassen sich für die Typen relativ verlässliche Eckwerte aus der Empirie der Tideelbe-Forschung heraus für die MAZ formulieren (u. a. LELING 1986, FIEDLER 1991, UVU-MATERIALBAND VII 1997, BIOCONSULT 2001–2005, www.cux.wsd-nord.de). Erstaunlicherweise liegen sie dazu noch recht dicht bei den von SCHÖLL et al. (l. c.) genannten Durchschnittszahlen für kies- und sandgeprägte Potamalzonen. Dass sich die Diffe-

renzen verwischen, liegt wahrscheinlich darin begründet, dass SCHÖLL et al. (l. c.) zum einen die Anneliden fast ausnahmslos unberücksichtigt gelassen haben, und andererseits die klassischen Insektenlarven im Elbeästuar unterrepräsentiert sind. So gleicht das eine das andere aus.

Eine MAZ von ≤ 6 ist für Tidesubtyp 20 analog zu werten, nämlich uneingeschränkt „schlecht“. Für den Subtyp 22.3 und Typ T 1 ist die untere Schranke noch abzusenken: Für T 1 auf MAZ ≤ 4 , wegen der „Verarmungszone“, dem dort konzentrierten, natürlichen „Artenminimum“ (s. o.), und für den Marschengewässersubtyp auf MAZ ≤ 5 , denn sublitorale Schlickflächen und Schlickwatten sind im Gegensatz zu Sanden artenarm strukturiert (GIERE & PFANNKUCHE 1982). Das Gegenteil, ein generell „guter“ Zustand ist mit einer MAZ > 25 für den sandgeprägten Tidesubtyp zu vergeben; für den Marschensubtyp kann die MAZ auf > 22 und für Typ T 1 auf MAZ > 20 reduziert werden. Das Mittelfeld, eine „mäßige“ Klassifizierung, muss mindest eine MAZ von 12 erreichen – bezogen auf den Tidesubtyp 20; für das Übergangsgewässer T 1 wird die untere Grenze bei MAZ = 10 gezogen und für Subtyp 22.3 ab MAZ = 11 (vgl. Anhang: Tab. A.7).

Der Parameter „Mittlere Artenzahl“ sollte stets zusammen mit dem nachstehenden Fisher-Index herangezogen und interpretiert werden; umgekehrt gilt natürlich gleiches.

3.2.3 Artendiversität α nach FISHER et al. (1943) (ADF)

Der verbreitete Shannon-Wiener-Index ist für Ästuare und Bundeswasserstraßen (BWStr.) im Allgemeinen untauglich. Das Grundprinzip dieses Indexes, die Gleichverteilung der Individuenzahlen über die Arten, ist auf die benthischen Wirbellosen in Tide- und anthropogen überformte Gewässer nicht übertragbar. Der **α -Diversität** nach Fisher (= **ADF**) ist in diesen Fällen der Vorzug zu geben. Das Diversitätsmaß beruht auf der für Ästuare und BWStr. zutreffenden Modellvorstellung, dass immer einige wenige Arten mit hohen und viele Arten mit geringen Individuendichten in einer Biozönose existieren. In die Berechnung α -Diversität gehen die Anzahl der Arten und die Gesamtabundanz ein (2); 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 (vgl. Arten-Areal-Kurven).

$$\alpha = \frac{M(1-x)}{x}, \text{ mit } 0 < x < 1 \text{ geschätzt}$$

$$\text{aus } \frac{S}{M} = \frac{1-x}{x} * [-\ln(1-x)]$$

(2) [vgl. SCHÖLL et al. (2005)]

$$\delta\alpha = \mp \sqrt{\frac{\alpha}{-\ln(1-x)}}$$

α = Artendiversität n. FISHER (1943); S = Gesamttaxazahl; M = Gesamtindividuenzahl; δS = Standardabweichung

Für die Anwendbarkeit des Schätzmaßes ADF gelten die selben Bedingungen wie für die MAZ, d. h., auch der Fisher-Index kann nicht direkt über die Gewässertypen hinweg die ökologische Zustandsklasse angeben. Die dsbzgl. Prüfung diverser Datenkollektive aus dem Beweissicherungsprogramm zur Fahrrinnenanpassung der Unterelbe (v. a. BIOCONSULT 2001 – 2005, www.cux.wsd-nord.de) kam zu folgenden Schwellenwerten: Wenn $\alpha < 2$, dann ist die Biodiversität derart gering, dass sie immer in eine „schlechte“ Zustandsklasse einzustufen ist; als durchweg divers, recht artenreich, sind dagegen Proben mit $\alpha \approx 7$ zu definieren, analog einer

„guten“ Bewertung. Im Mittelfeld scheiden sich „die Geister“: Für Tidesubtyp 20 liegt die untere Grenze zur „mäßigen“ Zustandsklasse bei $\alpha = 3,6$; der vergleichbare Schwellenwert für Subtyp 22.3 und Typ T 1 ist kleiner und entspricht $\alpha = 3,4$ bzw. 3,2 (vgl. Anhang: Tab. A.8).

4 Ergebnisse und Diskussion

Im Folgenden werden die Ergebnisse der aktuellen Freilanduntersuchung 2005 und deren Bewertung zusammenfassend vorgestellt und diskutiert. Bei der Anwendung der Bewertungsmethodik fanden die Änderungen Berücksichtigung (vgl. Kap. 3.2 ff.).

Als Prüfgröße für die Verlässlichkeit der Rechenwerte (AeTI, MAZ & ADF) ist erst mal die relative Bewertung durch den Experten vorangestellt worden (WRRL konform), wobei sich die Einschätzung an dem Natürlichkeitsgrad und dem Artenreichtum der Bodenfauna sowie an dem Gesamteindruck des Querprofils orientiert. Gute Abschnitte bzw. Probeserien werden mit „+“ bis „++“, durchschnittliche bzw. mäßige mit „0“ und unbefriedigende oder schlechte mit „-“ oder „--“ codiert. Von den Rechenwerten wird erwartet, dass sie im Großen und Ganzen mit der Voreinschätzung korrespondieren.

In KRIEG (2005) hat eine Validierung des AeTI's (Version I/05) anhand von drei Querschnitten bereits stattgefunden: Zollenspieker, Twielenfleth/Fährmannssand und Belum. Dieser Prüfung lagen Daten/Zahlen lokalbezogener, jedoch methodisch unterschiedlicher MZB-Untersuchungen aus verschiedenen Jahren zugrunde; bis 1978 wurde das Datenmaterial zurückverfolgt (Abschluss der vorletzten Unterelbe-Vertiefung auf –13,5 m SKN). Außerdem ist die (abweichende) Bewertung der Tideelbe-Abschnitte gemäß UVU-MATERIALBAND VII (1997) als eine mögliche Vergleichsgröße zur weiteren Orientierung mit einbezogen worden. Letztendlich wurde die „Präqualifikation“ durch die berechneten AeTI-Werte weitgehend bestätigt (vgl. KRIEG 2005).

Nun stellt sich die Frage, ob die „Eingangsbewertung“ der tatsächlichen Situation standhält? Kann aus dem AeTI die aktuelle ökologische Zustandsklasse sicher ermittelt werden? Bei Zweifeln, wie offensichtliche Widersprüchlichkeit zwischen Experteneinstufung und Rechenwert, oder der AeTI ist aus formalen Gründen nicht zu ermitteln (vgl. Anhang: Tab. A.4.b), sind die Indizes MAZ und ADF als mögliches Korrektiv heranzuziehen (vgl. vorstehende Kap. 3.2.2 – 3). Eine gegenseitige Verrechnung der Indizes (Metrics) ist nicht vorgesehen (vgl. dazu PTI, SCHÖLL et al. 2005).

4.1 Gewässersubtyp 20 (Tide)

Zwischen Strom-km 585,9 und 634 wurden auf zwei Querschnitten je 9 Stichproben gezogen.

Das am weitesten oberstrom verschobene Profil liegt kurz unterhalb **Zollenspieker** (Abb. 1: QS 6 & Abb. 7: Oezs bei Strom-km 599,5). In dem Abschnitt misst die Tideelbe im Querschnitt über 200 m und die Tiefe der Fahrrinne variiert zwischen –4 bis –5 m KN. Der maximale Ebbstrom ist mit 100 cm s^{-1} deutlich höher als der max. Flutstrom mit 25 cm s^{-1} . Entsprechend den Strömungsgeschwindigkeiten ist das Sohlsubstrat sandig bis kiesig; die Ufer und Bühnenfelder sind mehr feinsandig und bis auf Querstacks (= Steinbuhnen) unverbaut. Die Sandwatten sind mäßig steil und kurz.

Das zweite Profil ist zwischen Hafeneinfahrt Parkhafen und Köhlfleet, etwas oberhalb **Seemannshöft** (Abb. 1: QS 5 & Abb. 7: Uesh bei Strom-km 628,6) gezogen worden. In dem Abschnitt misst die Unterelbe von Ufer zu Ufer über 500 m, und die Solltiefe der Fahrrinne beträgt –15,3 m SKN bei 250 m Breite. Der maximale Flut- und Ebbstrom kann mit $> 125 \text{ cm s}^{-1}$ sehr stark sein. Analog den hohen Strömungsgeschwindigkeiten variiert das Sohlmaterial von Mittel-/Grobsand bis hin zu Kies. Die Ufer sind mit Metallspundwänden, Schüttsteinböschungen

und/oder Querstacks befestigt. Am Nordufer liegen verstreut sandige Bühnenfelder. Die Sandwattflächen sind steil und kurz.

Die Querprofile liegen in sehr unterschiedlichen Gewässerabschnitten. Bei Seemannshöft (QS 5) ist die Unterelbe einem wesentlich höheren Nutzungsdruck ausgesetzt als die obere, limnische



Abb. 7: Querschnitte QS 6& 5 (Subtyp 20-Tide), hier: links bei Zollenspieker (Strom-km 599,5) und rechts bei Seemannshöft (Strom-km 628,6)

Tideelbe bei Zollenspieker (QS 6): v. a. Hafengewässer, Seeschiffahrtsstraße mit Fahrrinnenbreiten zwischen 250 und 285 m und entsprechender Solltiefe von -15,3 m KN (Mindestmaß); intensiver Unterhaltungsaufwand zur Aufrechterhaltung der Mindesttiefe.

Bei Zollenspieker sind die Proben am 02.06.2005 von 09:00 bis ca. 12:00 Uhr gezogen worden; bei Seemannshöft am 28.06.2005 in der Zeit von 10:00 bis ca. 14:00 Uhr.

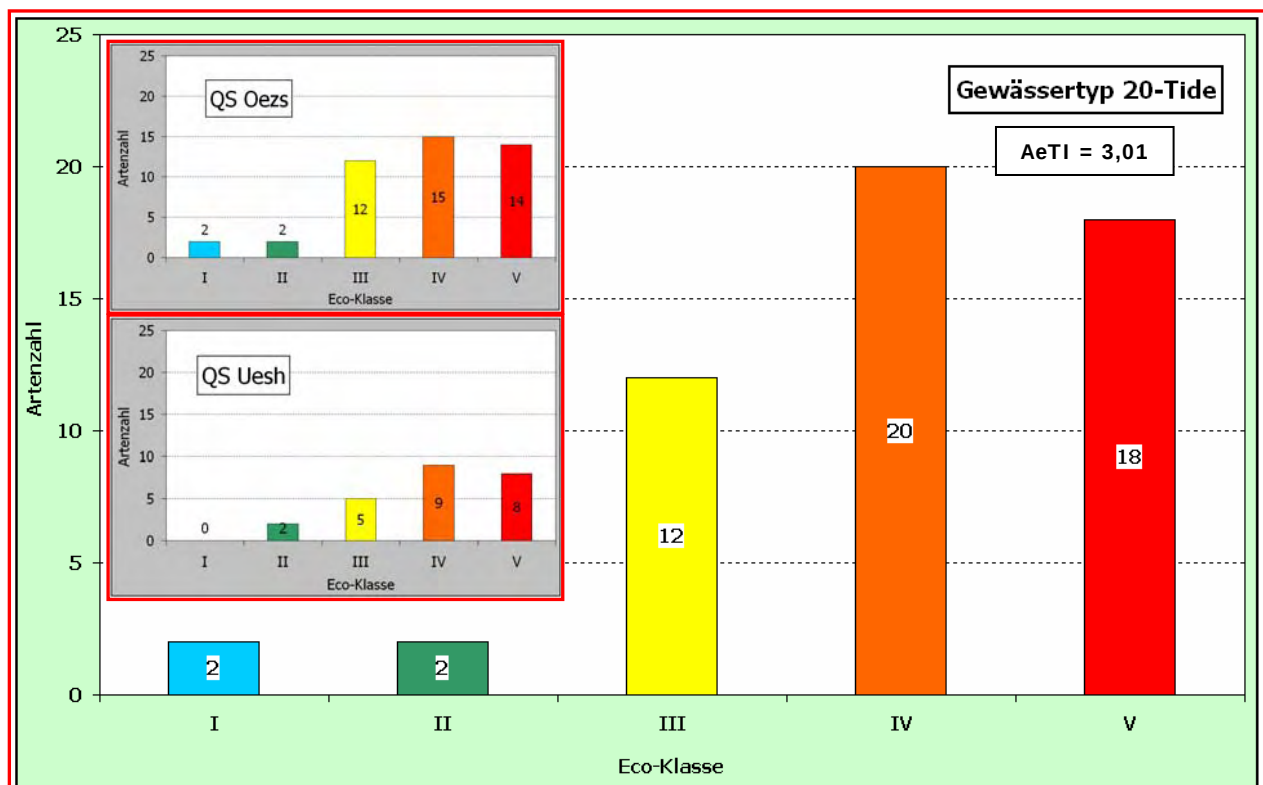


Abb. 8: Anzahl der AeTI-indizierten Arten pro Eco-Klasse, hier Tideelbe Subtyp 20-Tide (zwei QS mit insgesamt 18 Stichprb.)

QS (Querprofil) Oezs = obere limnische Tideelbe bei Strom-km 599,5 (Zollenspieker/Hoopte; linke obere Figur)

QS (Querprofil) Uesh = limnische Unterelbe bei Strom-km 628,6 (Bubendey-Ufer/Seemannshöft; linke untere Figur)

Mit einem Rechenwert von **3,01** liegt der **AeTI** im Kernbereich der Eco-Klasse III; demnach verkörpert der **Subtyp 20-Tide** einen „mäßigen“ ökologischen Zustand (s. u. Tab. 4). Die Verteilung der Zeigerarten über die belegten Eco-Klassen weist ein deutliches Maximum für die Klassen IV und V auf. Gewässerubiquisten und euryöke Arten sind in der Überzahl, ästuar- und flusstypische Indikatoren sind dagegen mit vier Spezies (Summe Eco-Klassen I & II) deutlich unterrepräsentiert (s. o. Abb. 8).

Tab. 4: Zusammenstellung der Bewertungsparameter und Einstufung in ökologische Zustandsklasse Subtyp 20-Tide
Legende:

AeTI $\pm$ s = Ästuar-Typie-Index & Standardabweichung; **MAZ** = mittlere Artenzahl; **ADF** = Alpha-Diversität n. Fisher

Tideelbe: Subtyp 20-Tide (U-Jahr 2005: 18 Stichproben)					
Parameter	AeTI $\pm$ s	MAZ	ADF	Gesamttxa	Indikatorarten
	3,01 $\pm$ 0,13	16,1	4,18	69	54
Gültigkeitskriterien AeTI erfüllt, da					
1. Standardabweichung AeTI $s < 0,3$					
2. Mindestanzahl Indikatorarten $5^2 > 25$					
3. Abundanzverhältnis Indikatorarten zu Gesamttxa $>> 50\%$					
Einstufung					
Eco-Klasse III analog „mäßiger“ ökologischer Zustand					

Der ermittelte AETI ist formal korrekt, da die Gültigkeitskriterien erfüllt sind (vgl. Tab. 4). Auch die Biodiversitätsindizes sind eindeutig, nicht widersprüchlich zur Eingangsformulierung. Mit einer mittleren Artenzahl (= MAZ) von $S_c = 16,1$ ist der Parameter Durchschnitt für den Gewässertyp, harmonisiert demnach mit einer „mäßigen“ ökologischen Zustandsklasse. Der berechnete Wert für α (= ADF) liegt mit 4,18 über dem Schwellenwert von 3,8 und damit im „moderaten“ Bereich des ökologischen Zustands. Der Parameter MAZ ist übrigens gegenüber inhomogenen Datenkollektiven relativ robust. Immer wenn sich Datensätze als heterogen erweisen, ist dieser Größe der Vorzug zu geben. Eine Empfehlung die SCHÖLL et al. (l. c.) sowieso bei Vorliegen beider Indizes aussprechen. Insbesondere bei Abweichungen bzw. sich widersprechenden Resultaten ist die MAZ (AeTI) als Korrektiv das Mittel der Wahl. Allerdings sind im Prüffall beide Parameter stimmig. Die Biodiversität ergibt somit, dass der AeTI die ökologische Zustandsklasse richtig wiedergibt.

In Abb. 8 ist zur differenzierteren Betrachtung die Verteilung der Zeigerarten über die Klassen pro Querschnitt **Oezs** und **Uesh** noch im einzelnen aufgeführt (linke obere und untere Figur in Abbildung). Die Verteilungstendenz ist relativ einheitlich, allerdings sind die Betragsgrößen sehr unterschiedlich. In der Unterelbe bei Seemannshöft sind deutlich weniger Arten registriert worden, wobei die Eco-Klasse I unbesetzt blieb. In beiden Fallbeispielen zeigt sich jedoch eine deutliche Dominanz der euryöken Arten bzw. der Gewässerubiquisten, u. a. *Cordylophora caspia* (Cnidaria), *Dreissena polymorpha* (Bivalvia), *Enchytraeus buchholzi* (Oligochaeta: Enchytraeidae), *Nais elinguis* (Oligochaeta: Naididae), *Limnodrilus hoffmeisteri* (Oligochaeta: Tubificidae), *Procladius* (Chironomidae). Als flusstypisch wurden nur vier Arten nachgewiesen: *Pisidium supinum* (Bivalvia) und *Gomphus flavipes* (Odonata) in der oberen limnischen Tideelbe bei Zollenspieker, *Propappus volki* (Oligochaeta: Propappidae) und *Robackia demeijerei* (Chironomidae) im gesamten Gebiet. Während erstere Arten nur vereinzelt bis wenig registriert wurden, ist die Chironomidenlarve *R. demeijerei* keineswegs selten gewesen, und war *P. volki* im Untersuchungsabschnitt dominant. Allerdings mit einem deutlichen Abundanzmaximum im elbeaufwärtigen Querprofil Oezs (vgl. dazu Anhang: Tab. A.2).

Propappus volki ist ein Süßwasseroligochaet (**Info**: aus der Gattung gibt es in Mitteleuropa nur die eine Art; eine weitere Art lebt endemisch im Baikalsee), der ausgesprochen rheophil ist und als Substrat reine Sande präferiert. Damit fand und findet der Wurm ideale Bedingungen in der Fahrrinne. Bereits im 19. Jahrhundert ist er als „urtümlicher Enchytraeidae“ der Elbe-Sohle von

DAHL (1893) beschrieben worden. MICHAELSEN (1916) hat *Propappus* wiederentdeckt, ebenfalls als Bewohner der strömungsexponierten, sandigen Fahrrinne (Norder- und Unterelbe). So verwundert es nicht, dass *P. volki* in der Stromsohle bei Zollenspieker Populationsstärken von 10^5 bis fast 10^6 Ind./m² erreicht; stromabwärts bei Seemannshöft hat sich die Dichte auf maximal 10^4 Ind./m² reduziert, bei ausgesprochen fleckenhafter Verteilung (s. Anhang: Tab. A.2; vgl. auch UVU-MATERIALBAND VII 1997).

Der Abundanzrückgang ist eventuell eine Folge der lokalen Unterhaltungsbaggerei, so wie der parallele Artenschwund möglicherweise auch eine Folge davon ist. Während erste Hypothese durchaus plausibel ist (KRIEG in BIOCONSULT 2005, www.cux.wsd-nord.de), ist letztere schwer nachweisbar. Die extremen Rahmenbedingungen in der Fahrrinne, v. a. Strömungsgeschwindigkeit, Sedimentmobilität (i. d. Z. wird von „Transportkörperstrecken“ gesprochen, sich ständig verlagernde Riffel), bieten nur wenigen, angepassten Spezialisten Siedlungsmöglichkeiten. *Propappus volki* ist einer von Ihnen. Der propappide Wurm ist die Leitart der Fahrrinne im limnischen Flussabschnitt. Die Überlegung stand durchaus im Raum *P. volki* hinsichtlich des Zeigerwertes (Eco-Wert = 4) weiter herabzustufen. Denn, die Fahrrinne ist unnatürlich, mit aktuell – 15,3 m KN (= -16,7 m NN) Tiefe und 250 bis 500 m Breite ist sie ein anthropogenes Kunstprodukt – ein Kanal im Fluss. Sie ist Sinnbild der Degradation des Lebensraums Tideelbe. Und gerade hier werden die höchsten Abundanzen verzeichnet. Einerseits war der Wurm schon immer da (vgl. DAHL 1893, MICHAELSEN 1916) und zum anderen sind es seine natürlichen Habitatbedingungen, die die Fahrrinne bietet. Unter diesem Aspekt wurde *Propappus* nicht mit Eco = 5 sondern mit Eco = 4 indiziert. Analog wurde mit *Kloosia pusilla* und *Robackia demeijerei* (Chironomidenlarven) verfahren, auch zwei rheophile, stenotope Sandarten, die zur Leitgesellschaft der Fahrrinne zählen. Enchytraeiden, wie *Enchytraeus buchholzi* und *E. albidus*, sind ebenfalls charakteristische Mitglieder dieses Extremlebensraumes. Durch Ausbildung einer derben Kutikula sind sie gegen mechanische Verletzungen durch den ständigen Geschiebetransport geschützt. Ihr Indikationswert mit Eco = 1 ist allerdings gering, denn beide sind sowohl im aquatischen als auch terrestrischen Milieu weit gestreut; *E. albidus* ist außerdem noch holeuryhalin. In der oberen limnischen Tideelbe erreichen die Populationen Größen von 10^4 bis 10^5 Ind./m²; in der Unterelbe bei Seemannshöft ein bis zwei Zehnerpotenzen weniger, maximale Größenordnung 10^3 Ind./m².

Die jeweilige Querschnittsbetrachtung kommt dementsprechend zu unterschiedlichen Resultaten (vgl. nachfolgende Tab. 5).

Tab. 5: Zusammenstellung der Bewertungsparameter für Querschnitte (QS) Zollenspieker (OeZs) und Seemannshöft (Uesh)

Legende:

AeTI $\pm$ s = Aestuar-Typie-Index & Standardabweichung; MAZ = mittlere Artenzahl; ADF = Alpha-Diversität n. Fisher

Tideelbe: Lokale Teilaspekte von Subtyp 20-Tide (U-Jahr 2005: je 9 Stichproben)					
Parameter	AeTI $\pm$ s	MAZ	ADF	Gesamttxa	Indikatorarten
QS OeZs	2,91 $\pm$ 0,15	19,0	3,85	55	45
QS Uesh	3,24 $\pm$ 0,17	13,1	1,76	37	24
Gültigkeitskriterien AeTI für beide Datenkollektive erfüllt, da					
1. Standardabweichung AeTI $s < 0,3$					
2. Mindestanzahl Indikatorarten und $5^2 > 25$ und $4^2 > 16$					
3. Abundanzverhältnis Indikatorarten zu Gesamttxa $>> 50\%$					

Alle drei Parameter fallen für die QK_WBF im Teilgebiet Seemannshöft schlechter aus. Hinsichtlich des AeTI-Wertes sind beide, Teil- wie der Gesamtaspekt, aber gleich zu bewerten: „mäßiger“ ökologischer Zustand. Die Biodiversität hebt sich dagegen negativ ab. Besonders der Rechenwert der α -Diversität fällt extrem niedrig aus: Mit 1,8 repräsentiert die ADF einen „schlechten“ ökologischen Zustand (vgl. Kap. 3.2.3). Der AeTI lässt die Bewertung hingegen günstig(er) erscheinen. In der Berechnung werden die beiden abundanten Zeigerarten *Propap-*

pus volki und *Robackia demeijerei* überproportional gewertet. Geringe mittlere Artenzahl (mit MAZ = 13 weist die Größe bereits auf die nächst niedrigere Zustandsklasse) und ADF < 2 sind jedoch untrügerische Indizien für eine gestörte Biozönose, wobei das artenarme Fahrwasser, die Fahrrinne gewissermaßen das gesamte Querprofil darstellt. Wird die MAZ bspw. aus den sechs Fahrwasser-/Fahrrinnen-Stationen berechnet, sinkt der MAZ-Wert auf < 9 Arten, also weit unter den Schwellenwert für eine „mäßige“ Klassifizierung (vgl. Kap. 3.2.2). Unabhängig von dieser Einschränkung ist die Einstufung nach unten zu korrigieren, auf einen „unbefriedigenden“ ökologischen Zustand, denn die MAZ und vor allem die ADF sind schlechterdings zu negativ ausgefallen.

Hätte sich die Beprobung auf einen Querschnitt, gar auf diesen Teilraum Unterelbe beschränkt, so wäre die Bewertung schlecht ausgefallen. So aber hat das vergleichsweise „günstige“ Datenkollektiv des zweiten QS (aus der oberen limnischen Tideelbe) in der Gesamtbewertung des Subtyps 20-Tide als „Puffer“ gewirkt. Auf der Grundlage der drei Indizes entspricht die Einstufung zwischen Strom-km 585,9 und 634 deshalb dem „**mäßigen**“ ökologischen Zustand (n = 18 Stichproben). Vertretbar ist allerdings die Feststellung, dass im Längsprofil anhand der QK_WBF eine Degradation flussabwärts zu verzeichnen ist. Wahrscheinlich stromab der Elbbrücken dürfte diese wirksam werden, eine Verschlechterung des ökologischen Zustands bis hin zur Eco-Klasse IV im Teilgebiet der Hamburger Unterelbe.

Abschließend der Abgleich mit der Präqualifikation des Gebiets bzw. Teilgebiets:

Voreinstufung (Expertenwissen): Querprofil Zollenspieker „0“ analog „mäßige“ Bewertung. Querprofil Seemannshöft „-“ analog „unbefriedigender bis schlechter“ ökol. Zustand.

Nach **UVU-MATERIALBAND VII** (1997) wurde das Makrozoobenthos im Raum Zollenspieker (UA = Untersuchungsabschnitt I) in eine mittlere Wertigkeit eingeordnet (Klasse III). Die Unterelbe (UA II mit Abschnitt Seemannshöft) wurde bereits damals abgewertet: geringe Wertigkeit (Klasse IV). Direkt sind Bewertungsverfahren nicht zu vergleichen; der „Grundtenor“ beider Qualifikationsmethoden stimmt aber überein.

In **KRIEG** (Version I/2005) wurde für den Gesamtquerschnitt Zollenspieker ein „mäßiger“ ökologischer Zustand ermittelt. Seemannshöft blieb aufgrund mangelhafter Datenlage unberücksichtigt.

Verblüffend ist die Übereinstimmung in der Berechnung des AeTI (QS OeZs) - fast identische Werte:

$AeTI = 3,02 \text{ (konstrukt)} \pm 0,20$ versus aktuell $AeTI 3,01 \pm 0,13$ (Gültigkeitskriterien in beiden Fällen erfüllt).

Zur Erinnerung: Das Datenkollektiv in KRIEG (2005) war ein Konstrukt aus zahlreichen MZB-Einzeluntersuchungen, verschiedener Methoden, mehrerer Jahre. Die korrespondierenden Ergebnisse sprechen für die Zuverlässigkeit, aber auch Robustheit des AeTI.

Das Expertenwissen, die in diesem Zusammenhang getroffenen, zitierten Voreinschätzungen, werden durch den vorliegenden multimetrischen Ansatz kompromisslos bestätigt. Widersprüchlichkeiten sind nicht erkennbar.

4.2 Gewässersubtyp 22.3 (Marschengewässer, große Ströme)

Zwischen Strom-km 634 und 654,9 wurden auf zwei Querschnitten je 13 Stichproben gezogen.

Das elbeaufwärtige Profil dieses Typs liegt im **Mühlenberger Loch** und kreuzt das Fahrwasser bei **Blankenese** (Abb. 1: QS 4 & Abb. 9: ML etwa bei Strom-km 635). In dem Abschnitt misst die Stromelbe im Querschnitt rd. 550 m (Nordufer bis südliche Tonne Este-Fahrwasser) und das

Mühlenberger Loch noch mal ca. 2.000 m bis zum Südufer. Die Tiefe der Fahrrinne Unterelbe beträgt $-15,3$ m SKN, bei einer Breite von 350 m. Der maximale Flut- und Ebbstrom ist mit $> 150 \text{ cm s}^{-1}$ sehr stark. Analog den hohen Strömungsgeschwindigkeiten variiert das Sohlmaterial in der Fahrrinne von Mittel-/Grobsand bis hin zu Kies; typisch ist außerdem das die Sohle als (Groß-) Riffelstruktur vorliegt. Das Nordufer ist mit Schüttsteinböschungen und Querstacks befestigt; dazwischen liegen verstreut sandige Bühnenfelder. Die Sandwattflächen am Nordufer sind steil und kurz. Der Hang am südlichen Stromrand zum ML setzt sich aus heterogenem Material zusammen, v. a. aus Mergel.

Das sich nach Süden öffnende Mühlenberger Loch war bis Ende des 20. Jahrhunderts eines der wenigen, noch zusammenhängenden großen Süßwasserwatten der Unterelbe. Mittlerweile wurden im Ostteil des Schutzgebiets für die Betriebserweiterung der EADS (Airbus Industries) $1.720.000 \text{ m}^2$ der Fläche zugeschüttet. Das Stationsraster im Restschutzgebiet wurde am Estefahrwasser ausgerichtet: Je drei Stationen ost- und westwärts davon gleichmäßig im Raum verteilt. Die Tiefenangaben variieren entsprechend Watt oder Flachwasser zwischen $+2 \text{ m}$ und -2 m SKN. Das ML fungiert als Sedimentationsraum. So sind die Sohlsubstrate einerseits reiner Schlick, andererseits Mischsedimente (Feinsand mit hohem Schluffanteil) oder zur Stromelbe hin purer Sande (Neßsand, Sherry-Island).



Abb. 9: Querschnitte QS 4 & 3 (Subtyp 22.3), hier: links NSG Mühlenberger Loch (Panorama Airbus Industries) und rechts bei Twielenfleth (Strom-km 652,4)

Das zweite Profil ist gewinkelt zwischen der südlichen Baggergutablagerungsfläche **Twielenfleth** (= BATw) und dem nördlichen **Fährmannssander Watt** gezogen worden (Abb. 1: QS 3 & Abb. 9: TF zwischen Strom-km 647,8 – 652,4). In dem Abschnitt misst die Unterelbe in der Breite zwischen > 1 und $< 2 \text{ km}$. Die Solltiefe der Fahrrinne entspricht $-14,4 \text{ m}$ SKN, die Breite variabel von 300 bis 370 m. Der maximale Flut- und Ebbstrom ist mit $> 150 \text{ cm s}^{-1}$ sehr stark. Analog den hohen Strömungsgeschwindigkeiten variiert das Sohlmaterial in der Fahrrinne von Mittel-/Grobsand bis hin zu Kies; typisch ist außerdem das die Sohle als Großriffelstruktur vorliegt. Nach Westen, bei Strom-km 652/3, liegt ein Gebiet intensiver Unterhaltungsbaggerei. Die Gewässersohle ist dort heterogen strukturiert: Schlick, schluffhaltiger Feinsand, Klei bis hin zu grob sortierten Sanden.

Die **BATw** ist eine aufgespülte Sandfläche am Südufer (max. etwa 500 m breit und ca. 1500 m lang) mit Watten und Flachwasserzonen. Als technisches Strombauwerk soll sie außerdem die Strömung auf die Fahrrinne konzentrieren (zur Erhöhung der Räumkraft). Der Tiefenhorizont auf der Umlagerungsstätte variiert zwischen $+ 2 \text{ m}$ und -2 m SKN. Dem Nordufer vorgelagert, zwischen Hetlingen und Wedel, erstreckt sich auf rd. 5 km der **Fährmannssand**. Die mittlere Breite des Watts beträgt rd. 800 m (Bezug NWL). Die Auflandungsfläche setzt sich zu 2/3 aus

Schlick- und zu 1/3 der Fläche aus Sandwatt zusammen; letzteres ist eindeutig Richtung Fahrwasser konzentriert.

Im Mühlenberger Loch und der angrenzenden Stromelbe sind die Proben am 29.06.2005 von 08:10 bis ca. 13:00 Uhr gezogen worden; bei Twielenfleth/Fährmannssand am 01.06.2005 in der Zeit von 08:30 bis ca. 14:00 Uhr.

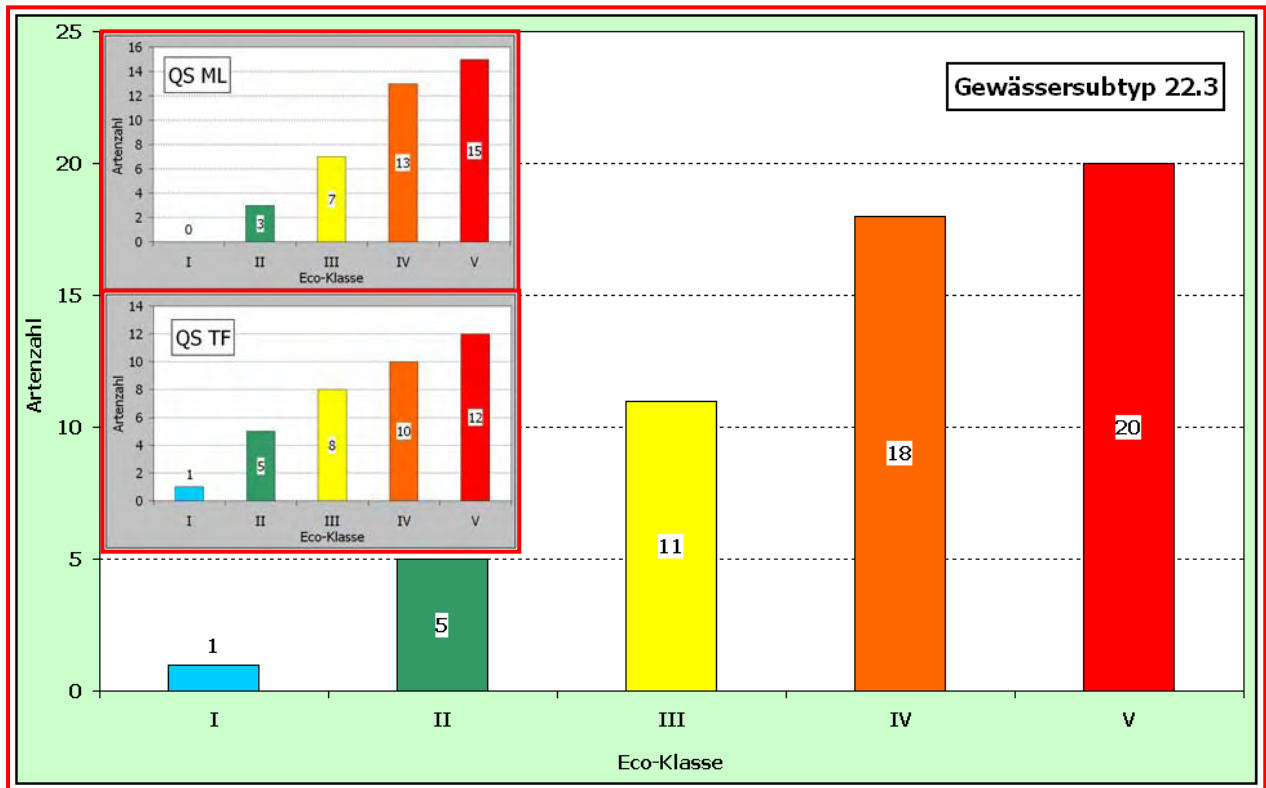


Abb. 10: Anzahl der AeTI-indizierten Arten pro Eco-Klasse, hier Tideelbe Subtyp 22.3 (zwei QS mit insgesamt 26 Stichprb.)

QS (Querprofil) ML = (limnische) Unterelbe bei Strom-km 635 (Mühlenberger Loch/Blankenese; linke obere Figur)

QS (Querprofil) TF = Unterelbe bei Strom-km 647-653 (BA Twielenfleth/Fährmannssand; linke untere Figur)

Mit einem Rechenwert von **3,06** liegt der **AeTI** im Kernbereich der Eco-Klasse III; demnach verkörpert auch der **Subtyp 22.3 (Marschengewässer, tide-offen)** einen „mäßigen“ ökologischen Zustand (Tab. 6; vgl. auch Tab. 4). Die Verteilung der Zeigerarten über die belegten Eco-Klassen weist mit $n = 38$ Arten ein deutliches Maximum für die Klassen IV und V auf. Gewässerubiquisten und euryöke Arten sind in der Überzahl, ästuar- und flusstypische Indikatoren sind dagegen mit sechs Spezies (Summe Eco-Klassen I & II) unterrepräsentiert (s. o. Abb. 10).

Tab. 6: Zusammenstellung der Bewertungsparameter und Einstufung in ökologische Zustandsklasse Subtyp 22.3 (tide-offene Marschengewässer, großer Strom)

Legende:

AeTI $\pm s$ = Aestuar-Typie-Index & Standardabweichung; MAZ = mittlere Artenzahl; ADF = Alpha-Diversität n. Fisher

Tideelbe: Subtyp 22.3 (tide-offene Marschengewässer) (U-Jahr 2005: 26 Stichproben)					
Parameter	AeTI $\pm s$	MAZ	ADF	Gesamttaxa	Indikatorarten
	3,06 $\pm$ 0,13	13,0	4,30	66	55
Gültigkeitskriterien AeTI erfüllt, da					

- | | | |
|----|---|------------|
| 1. | Standardabweichung AeTI | $s < 0,3$ |
| 2. | Mindestanzahl Indikatorarten | $5^2 > 25$ |
| 3. | Abundanzverhältnis Indikatorarten zu Gesamttaxa | $>> 50\%$ |

Einstufung

Eco-Klasse III analog „mäßiger“ ökologischer Zustand

Der ermittelte AETI ist formal korrekt, die Gültigkeitskriterien sind erfüllt (vgl. Tab. 6). Die Biodiversitätsindizes sind in ihrer Aussage zum AeTI noch eindeutig. Mit einer mittleren Artenzahl (= MAZ) von $S_c = 13,0$ ist der Parameter Durchschnitt für den Gewässertyp, liegt zwar am untersten Skalenende, aber noch in der „mäßigen“ ökologischen Zustandsklasse. Der berechnete ADF-Wert $\alpha = 4,30$ liegt dagegen über dem Schwellenwert von 3,50 und damit im moderaten Bereich des ökologischen Zustands. Die Prüfung der Biodiversität ergibt somit, dass der AeTI die ökologische Zustandsklasse richtig wiedergibt. Im Kontext sind die Ergebnisse der drei Metrices nicht widersprüchlich.

In Abb. 10 ist zur differenzierteren Betrachtung die Verteilung der Zeigerarten über die Klassen pro Querschnitt **ML** und **TF** noch im einzelnen aufgeführt (linke obere und untere Figur in Abbildung). Die Verteilungstendenz ist relativ einheitlich, allerdings sind die lokalen Betragsgrößen der einzelnen „Qualitätsklassen“ unterschiedlich. Für den **QS ML** sind mehr Arten der Eco-Klassen IV und V registriert worden: 28 vs. 22 Arten gegenüber **QS TF**; außerdem ist die Eco-Klasse I unbesetzt geblieben. In beiden Fallbeispielen zeigt sich erneut eine Dominanz euryöker Arten bzw. von Gewässerubiquisten (eco-Werte 2 & 1), v. a. *Cordylophora caspia* (Cnidaria), *Aeolosoma* spp. (Annelida: Aphanoneura), *Marenzelleria* spp. (Annelida: Polychaeta), *Enchytraeus albidus* (Oligochaeta: Enchytraeidae) *Limnodrilus hoffmeisteri* (Oligochaeta: Tubificidae).

Die (eu-)dominante Gattung im Material beider Querschnitte war *Aeolosoma*, wobei *A. hemprichi*, als typischer Ubiquist, mit 10^4 Ind./m² die höchsten Individuenzahlen erreichte. Grundsätzlich wurden derart individuenreiche *Aeolosoma*-Populationen im Fahrwasser, der Fahrrinne und konzentriert auf dem **QS TF** beobachtet. Anders wiederum die Häufigkeitsverteilung des Ubiquisten *Limnodrilus hoffmeisteri*. Prinzipiell auch im Fahrwasser, jedoch hohe Abundanzen, größer 10^4 Ind./m², im Schlickwatt des **Mühlenberger Lochs**; im Fährmannssander Watt zumeist um eine 10-er Potenz niedriger. Die „klassische“ Tubificiden-Assoziation für Schlickhabitats, wie *Limnodrilus claparedeanus*, *L. hoffmeisteri* und *L. udekemianus*, trat sehr deutlich im Mühlenberger Loch hervor: bis rd. 5×10^4 Ind./m² (vgl. Anhang: Tab. A.2). Der Vergleichswert aus dem Fährmannssander Watt fiel mit 5×10^2 Ind./m² um zwei Zehnerpotenzen niedriger aus. Dafür wurden im Eulitoral des QS TF vermehrt Tubificiden mit einer Präferenz für schluffige Feinsande identifiziert: v. a. *Limnodrilus profundicola*, *Potamotheix moldaviensis*, *Psammoryctides barbatus*. Bis auf den „Generalisten“ *L. hoffmeisteri* sind alle vorgenannten Tubificiden mit eco-Wert = 3 eingestuft (weder fluss- noch ästuartypisch, aber in der Tideelbe verbreitet; Vorliebe für gewisse Substrattypen, jedoch nicht stenotop).

Als fluss- oder ästuartypisch, mit eco-Werten 5 & 4, wurden sechs Arten nachgewiesen: *Propappus volki* (Oligochaeta: Propappidae), *Aktedrilus monospermathecus* (Oligochaeta: Tubificidae) und *Kloosia pusilla* (Chironomidae) im gesamten Gebiet; ausschließlich in den Proben des **QS Twielenfleth/Fährmannssand** *Pisidium supinum* (Mollusca: Bivalvia), *Viviparus viviparus* (Mollusca: Gastropoda) und *Bathyporeia elegans* (Malacostraca: Amphipoda). Während Mollusken und der Amphipode eher vereinzelt bis wenig nachgewiesen wurden, ist die Chironomidenlarve *K. pusilla* keineswegs selten gewesen, und war *P. volki* im gesamten Untersuchungsraum noch dominant. Beide fast ausnahmslos im sandigen Sohlsubstrat der Fahrrinne (max. 10^4 Ind./m²) (vgl. dazu Anhang: Tab. A.1 & A.2).

Bezüglich der Chironomidenlarven bleibt festzustellen, dass zwei rheophile Sandarten in der Fahrrinne siedelten. *Kloosia pusilla* wurde bis Strom-km 647 beobachtet, *Robackia demeijerei* nur bis Strom-km 635. Letztere Art wurde mehrfach in den Proben der limnischen Tideelbe

(Subtyp 20-Tide) registriert; auf [QS TF](#) wurde nur *K. pusilla* identifiziert. Möglicherweise ist die räumliche Trennung ein Hinweis auf (schwache) Salzeinflüsse. In den Schlickproben des [Mühlenberger Lochs](#) wurden im Gegensatz zum Fährmannssander Watt diverse Chironomidenarten, v. a. *Chironomus plumosus* agg., *Procladius*, *Dicrotendipes nervosus*, nachgewiesen, trotz vergleichbarer Substratqualitäten. Wahrscheinlich auch ein Indiz auf Salz im Raum Twielenfleth/Fährmannssand.

Die Präferenzen von *Propappus volki* (Oligochaeta: Propappidae) und die daraus resultierende Verbreitung im System Tideelbe wurden in Kap. 4.1 bereits erläutert. Das Vorkommen ist unterhalb Hamburgs entsprechend, bevorzugt in der Fahrrinne, allerdings wegen des beginnenden Salzanstiegs geringere Populationsgrößen (max. 10^4 Ind./m²). Dafür drängt von der Nordsee her der euryhalin-marine Brackwassertubificidae *Aktedrilus monospermathecus* (Oligochaeta) in den Marschengewässersubtypus ein. Beide Wurmspezies haben identische Substratansprüche: Sie leben vagil im Interstitial sandiger (lagestabiler) Sohlsubstrate, allerdings genauso in Transportkörpern, wie Sandriffeln [im Gebiet der Unterelbe bilden sich sog. Riesentrüffeln, mit Scheitelhöhen von 2 - 3 m und Kammabständen zwischen 40 und 80 m]. Im Überschneidungsgebiet ist von einer Koexistenz beider Spezies auszugehen, Raumkonkurrenz ist auszuschließen. Mit 10^3 bis max. 10^4 Ind./m² liegen die Populationsgrößen weit unter der möglichen Raumkapazität von 10^5 bis 10^6 Ind./m². *A. monospermathecus* wurde erst nach 2000 elbeaufwärts bis Strom-km 635 entdeckt. GIERE & PFANNKUCHE (1982) nannten als stromaufwärtige Verbreitung Pagensand/Stader Sand. Inzwischen ist der Brackwassertubificidae bis Strom-km 647 stetig verbürgt (KRIEG in BIOCONSULT 2001-2005). Die aktuelle wie Untersuchungen aus 2000 – 2002 im Verklappungsgebiet Neßsand zwischen Strom-km 638 und 644 belegen einen noch weiteren Aufstieg des halophilen Tubificiden (KRIEG in BIOCONSULT 2003b).

In den Sandproben von [QS TF](#) wurden die Amphipoden (Malacostraca) *Bathyporeia pilosa* und *B. elegans* in der Größenordnung 10^2 Ind./m² nachgewiesen. Die Schwesterarten sind sog. „Sandlecker“, präferieren demzufolge Sande, siedeln sowohl im strömungsarmen Eulitoral und da an „lotische Sande“ adaptiert auch in der strömungsexponierten Fahrrinne (MOVAGHAR 1964). Beide Krebstierchen sind euryhalin (KÖHN & GOSSELCK 1989); *B. elegans* ist euryhalin-marin und hat in der Tideelbe die obere Brackwassergrenze bis her nicht überschritten. Die hol-euryhaline *B. pilosa* ist in der aktuellen Untersuchung zwar nicht bei Strom-km 635 präsent gewesen, allerdings bis Seemannshöft dokumentiert (Strom-km 628,6). FIEDLER (1991) hat die Amphipodenart sogar bis in den Köhlbrand verfolgen können (Strom-km 624).

Die jeweilige Querschnittsbetrachtung kommt dementsprechend zu unterschiedlichen Resultaten (vgl. nachfolgende Tab. 7).

Tab. 7: Zusammenstellung der Bewertungsparameter für Querschnitte (QS) Mühlenberger Loch (ML) und Twielenfleth (TF)

Legende:

AeTI $\pm$ s = Aestuar-Typie-Index & Standardabweichung; MAZ = mittlere Artenzahl; ADF = Alpha-Diversität n. Fisher

Tideelbe: Lokale Teilaspekte von Subtyp 22.3 (Tide) (U-Jahr 2005: je 13 Stichproben)					
Parameter	AeTI $\pm$ s	MAZ	ADF	Gesamttxa	Indikatorarten
QS ML	3,31 $\pm$ 0,13	12,8	3,32	48	38
QS TF	2,82 $\pm$ 0,18	13,2	3,27	45	36
Gültigkeitskriterien AeTI für beide Datenkollektive erfüllt, da					
1. Standardabweichung AeTI s < 0,3					
2. Mindestanzahl Indikatorarten $4^2 > 16$ und $5^2 > 25$					
3. Abundanzverhältnis Indikatorarten zu Gesamttxa $>> 50\%$					

Bis auf die α -Diversität fallen die Parameter auf dem Querschnitt Mühlenberger Loch/Blankene-se mal mehr, mal weniger schlechter aus als für Twielenfleth/Fährmannssand. Hinsichtlich des

AeTI-Wertes sind beide, Teil- wie der Gesamtaspekt, unverändert einzustufen; es bleibt der „mäßige“ ökologische Zustand. Auffällig aber die absoluten Abweichungen: Für QS TF deutlich unter 3,0 und für QS ML mit plus 0,5 Indexpunkten eindeutig die schlechtere Bewertung. Die **MAZ** ist analog zu interpretieren: Mit 13,2 gegenüber 12,8 ein leichtes Plus für das Querprofil TF; beide Querschnitte mit > 12 Arten (gerade) noch im moderaten Bereich. Die **α -Diversität** ist als einzige Größe für QS ML nuanciert besser; was allerdings nichts daran ändert, dass beide mit ADF < 3,5 unbefriedigend ausfallen. Die Abwertung ist ein grundsätzliches Problem der Fahrrinne, die ist grundsätzlich für beide Querschnitte schlecht. Wenn Proben/Stationen des Eulitorals und des Sublitorals zu jeweils einem Datenkollektiv zusammengefasst werden, dann ist das Resultat für Subtyp 22.3 eindeutig (vgl. auch Kap. 4.1, hier QS Uesh). Die Biodiversität ist in den sublitoralen Fahrwasserproben extrem niedrig:

	Eulitoral (n = 14)	Sublitoral (n = 12)
MAZ	14,4	9,70
ADF	4,89	1,69

Besonders der Rechenwert der α -Diversität ist extrem auffällig: Mit 1,7 repräsentiert die ADF einen absolut „schlechten“ ökologischen Zustand des Sublitorals. Die MAZ entspricht zwar nicht dem „schlechten“, aber mit 9,7 Arten dem „unbefriedigenden“ ökologischen Zustand. Ein Sachverhalt wie bereits für das Teilprofil Uesh, für den Extremlebensraum Fahrrinne analysiert wurde. Letztendlich sind es die Watten- und Flachwassergebiete, die als Korrektiv, als Gebietsaufwertung fungieren.

Auf der Grundlage von n = 26 Stichproben und den drei Indizes entspricht die Einstufung zwischen Mühlenberger Loch ($\approx$ Strom-km 634) und Twielenfleth/Stader Sand (Strom-km 654,9) deshalb dem „mäßigen“ ökologischen Zustand. Richtig ist auch die Feststellung, dass im Längsschnitt anhand der QK_WBF eine **Degradation** der Fahrrinne Unterelbe erkennbar ist. Unterhalb der Elbbrücken, mit Einstellung der Seeschifftiefen, dürfte diese wirksam werden, eine Verschlechterung des ökologischen Zustands hin zur Eco-Klasse IV. Der AeTI lässt die Fahrwasser-/Fahrrinnen-Bewertung deshalb günstig(er) erscheinen, da in der Berechnung die Charakterarten der Fahrrinne, v. a. *Propappus volki*, *Kloosia pusilla* und *Robackia demeijerei* überproportional eingehen. Geringe MAZ und ADF < 2 sind jedoch untrügerische Indizien für eine gestörte (Fahrrinnen-)Biozönose.

Abschließend der Abgleich mit der Präqualifikation des Gebiets bzw. Teilgebiets:

Voreinstufung (Expertenwissen): Beide Gesamtquerprofile „0 bis +“ analog „mäßige bis gute“ Bewertung. Die Aufwertungstendenz (bis +) ist wegen der relativ großflächigen, seitlichen Wattengebiete getroffen worden. Die Fahrrinne, insbesondere Unterhaltungsstrecken, wurde unterschiedslos mit „-“ analog „unbefriedigend“ präqualifiziert. Kleinräumig dürfte das „Bonitierungsverfahren“ bei Strom-km 650-653 den lokalen „Tiefpunkt“ erreichen (intensive Unterhaltungsbaggerei). Des weiteren ist angenommen worden, dass sich die unterschiedlich bewerteten Teilaspekte in der Gesamtbetrachtung aufheben und letztendlich zu einer „moderaten“ Einstufung führen werden.

Nach **UVU-MATERIALBAND VII** (1997) wird das Makrozoobenthos im Stader/Lühesander Raum (es überschneiden sich die UA III & IV) in eine mittlere Wertigkeit eingeordnet; im Detail gibt es Auf- und Abwertungen, aber im Mittel bleibt es bei Klasse III. Als lebensraumtypische Faktoren werden besonders die Süßwasserwattgebiete Fährmannssand und das Mühlenberger Loch hervorgehoben.

In **KRIEG** (Version I/2005) wurde für den Gesamtquerschnitt **Twiefelfleth-Fährmannssand** ein „guter“ ökologischer Zustand ermittelt. Der QS Mühlenberger Loch blieb aufgrund der erfolgten Teilzuschüttung und unzureichend aktueller Datenlage unberücksichtigt.

Die auf den ersten Blick mangelnde Übereinstimmung für **QS TF** ist plausibel nachvollziehbar. Das Datenkollektiv in KRIEG (2005) war ein Konstrukt aus zahlreichen MZB-Einzeluntersuchungen, verschiedener Methoden, vieler Jahre. Dabei sind die Flächen des Fährmannssander Watts um ein Vielfaches intensiver (zeitlich wie räumlich) beprobt, untersucht worden (gegenüber der aktuell einmaligen Beprobung). Dementsprechend arten- und individuenreicher fiel das Spektrum der wirbellosen Bodenfauna aus.

$$\text{AeTI}_{(\text{Konstrukt})} = 2,38 \pm 0,19 \text{ versus } \text{aktuell } \text{AeTI}_{(2005)} 3,06 \pm 0,13$$

(Gültigkeitskriterien in beiden Fällen erfüllt)

Die Abweichung der Rechenwerte zwischen Literaturrecherche und aktueller Situation kann jedoch auch in einer tatsächlichen Degradation begründet sein. Was im Probenmaterial des Fährmannssander Watts auffiel, war zum einen der verhältnismäßig hohe Anteil alter, toter Mollusken- bzw. Schalenfunde und zum anderen, die im Vergleich zu PFANNKUCHE (1977) arten- und individuenarme Oligochätenfauna. Doch Vorsicht, man sollte sich davor hüten, eine einmalige Beprobung überzuinterpretieren. Was allerdings gleich zum Nächsten überleitet: Eine repräsentative Bewertung kann nur auf mehrjährigen Datensätzen basieren.

Das Expertenwissen, die in diesem Zusammenhang getroffenen, zitierten Voreinschätzungen, werden durch den vorliegenden multimetrischen Ansatz bestätigt. Krasse Fehleinschätzungen sind nicht erkennbar.

4.3 Gewässertyp T 1 (Übergangsgewässer)

Zwischen Strom-km 654,9 und 727,7 wurden auf zwei Querschnitten je 13 Stationen beprobt.

Das oberstrom verschobene Profil kreuzt im Süden den **Böschrücken** und im Norden **St. Margarethen** (Abb. 1: QS 2 & Abb. 11: BR bei Strom-km 689,8). In dem Abschnitt misst die Tideelbe im Querschnitt etwa 2,4 km, und die Tiefe der Fahrrinne variiert zwischen der Solltiefe von -14,4 m SKN und Übertiefen von rd. – 20 m SKN, bei einer Breite von 410 m. Der maximale Flut-/Ebbstrom ist mit fast 200 cm s⁻¹ extrem hoch. Entsprechend den Strömungsgeschwindigkeiten ist das Sohlsubstrat sandig bis kiesig.

Am Südufer erstreckt sich das Nordkehdingen Watt mit dem vorgelagerten Böschrücken. Im Längsprofil reicht der Wattstreifen von Strom-km 687 bis 691 und hat durch die Angliederung des Böschrückens eine mittlere Breite von ca. 1 km. Auf dem großflächigen Watt- und Flachwassergebiet überwiegen in Richtung Fahrwasser heterogene Sedimenttypen - von Klei, schluffigen Feinsanden bis Grobsand; umgekehrt in Richtung Ufer dominieren lagestabile Schlickwatten. Das Südufer ist unbefestigt. Uferwärts wächst ein breiter Phragmites-Saum, wasserseitig ist ein dichter Strandsimsen-Röhricht vorgelagert.

Das Nordufer bei St. Margarethen (s. auch Abb. 3) ist mit Schüttsteinböschungen und Quersowie Längsstacks gesichert. Das Sohlsubstrat in den Lahnungen ist heterogen: Uferwärts lagestabiler Schlick, fahrwassernah sandige Sedimenttypen. Im Vergleich zum Südufer ist der Wattstreifen schmal und steil zum Wasser abfallend.

Das seewärtigste Profil quert die Unterelbe zwischen **Belumer Leuchtturm** und dem **Neufelder Sand**, schräg versetzt zwischen Strom-km 708-706 (Abb. 1: QS 1 & Abb. 11: Be bei Strom-km 708). Die Unterelbe weitet sich in diesem Gebiet trichterartig auf und misst von Ufer zu Ufer etwa 7,4 km. Die Fahrrinne ist 440 m breit und auf eine Solltiefe von –14,4 m eingestellt; Über-

tiefen variieren zwischen –16 und –18 m SKN. Der maximale Flut-/Ebbstrom ist mit 200 cm s^{-1} extrem hoch. Entsprechend den Strömungsgeschwindigkeiten ist das Sohlsubstrat sandig bis kiesig.

Das Südufer ist unbefestigt; der ca. 500 m breite Wattstreifen wird zum Land hin von Strand-simsen- und spärlichem Phragmitesröhricht gesäumt. Das Watt läuft sehr flach aus; uferwärts ist es sehr schlickig, in Richtung NW-Linie nimmt der Sandanteil aber schnell zu (Rippelstrukturen). Zum Strom hin treten Kleischichten hervor, und das Watt bricht terrassenförmig ab.

Gegen Norden wird das Ufer vom Neufelder Watt und dem vorgelagerten, etwa 3 km breiten Neufelder Sand begrenzt. Die Querschnittsbeprobung endete auf dem Sand. Von der NW-Linie nach Norden verändert sich der Sedimenttyp: Stromseitig steht reiner Feinsand an, der eine sehr dichte und damit feste („betonartige“) Struktur aufweist. Entsprechend schwierig ist eine Probenentnahme: Der Greifer kratzt die Oberfläche mehr oder weniger an. Weiter Richtung Land wird der Untergrund zunehmend heterogen: Feinsand mit hohem Schluffanteil, Schlick, aber auch gröber strukturierte Sedimente, Konglomerate aus Schlick, Sand, Kies mit Schill.



Abb. 11: Querschnitte QS 1& 2 (Typ T 1), hier: links Unterelbe auf Höhe Oste-Mündung (Strom-km 706) und rechts bei St. Margarethen/Böschrücken (Steuerbordtonne 65; Strom-km $\approx$ 689)

Der QS Belum/Neufeld musste zweimal angefahren werden. Erstmals am 07.06.2005. Beginn um 09:25 Uhr, dann Abbruch um ca. 12:30 Uhr wg. Totalverlust des $0,1 \text{ m}^2$ -VV-Bodengreifers. Zweite Beprobung am 04.08.2005 von 10:15 bis 14:30 Uhr. Einstellung der Probenahme an der letzten Station wg. Beschädigung des $0,23 \text{ m}^2$ -VV-Greifers (vgl. Abb. 4.3).

Auf dem QS St. Margarethen/Böschrücken sind die Proben am 17.08.2005 von 08:30 bis ca. 12:30 Uhr gezogen worden. Eine strommittige Station konnte wg. extremer Strömung über der Sohle nicht beprobt werden (85 kg VV-Greifer um 180° gekippt oder im Hahnepot verdreht).

In Abb. 12 ist die Anzahl der eingestuftten Arten pro Eco-Klasse dargestellt, die qualitative Grundlage des AeTI. In der Gesamtgrafik für den Gewässertyp T 1, in den eingefügten Figuren für die jeweiligen QS.

Mit einem Ergebnis von **2,61** repräsentiert der **AeTI** den bestmöglichen, untersten Grenzwert der Eco-Klasse III. Formal verkörpert der **Typ T 1 (Übergangsgewässer)** dennoch einen „mäßigen“ ökologischen Zustand (s. Tab. 8; vgl. auch Tabs. 4 & 6).

Tab. 8: Zusammenstellung der Bewertungsparameter und Einstufung in ökologische Zustandsklasse Typ T 1 (Übergangsgewässer)

Legende:

AeTI $\pm$ s = Aestuar-Typie-Index & Standardabweichung; **MAZ** = mittlere Artenzahl; **ADF** = Alpha-Diversität n. Fisher

Tideelbe: Typ T 1 (Übergangsgewässer/Transitional zone) (U-Jahr 2005: 24 Stichproben)					
Parameter	AeTI $\pm$ s	MAZ	ADF	Gesamttaxa	Indikatorarten
	2,61 $\pm$ 0,19	9,3	3,86	53	45
Gültigkeitskriterien AeTI erfüllt, da					
1. Standardabweichung AeTI $s < 0,3$					
2. Mindestanzahl Indikatorarten $5^2 > 25$					
3. Abundanzverhältnis Indikatorarten zu Gesamttaxa $>> 50\%$					
Einstufung					
Eco-Klasse III analog „mäßiger“ ökologischer Zustand					

Die Verteilung der Zeigerarten über die belegten Eco-Klassen weist mit $n = 20$ Arten noch ein Maximum für die Klassen IV und V auf. Euryöke Arten (und Gewässerubiquisten) stellen die Mehrheit, ästuarspezifische Indikatoren haben aber mit 11 Spezies (Summe Eco-Klassen I & II) im Vergleich zu den oberstromigen Gewässertypen aufgeholt (s. u. Abb. 12; vgl. Abbs. 8 & 10).

Der AETI ist formal korrekt ermittelt, denn die Gültigkeitskriterien sind erfüllt (vgl. Tab. 8). Die errechneten Biodiversitätsindizes korrespondieren mit dem AeTI-Wert mehr oder weniger gut. Der berechnete ADF-Wert $\alpha = 3,86$ liegt sicher über dem unteren Schwellenwert von 3,20 und damit im „moderaten“ Bereich des ökologischen Zustands; also zutreffend. Anders hingegen die mittlere Artenzahl (= MAZ): Mit $S_c = 9,3$ ist der Parameter nur als knapper Durchschnitt für den Gewässertyp einzuordnen, liegt damit im Grenzbereich, hin zu einer „unbefriedigenden“ ökologischen Zustandsklasse. Im Gesamtvergleich geben die Metrics die ökologische Zustandsklasse jedoch passend wieder. Der AeTI zeigt in Richtung „guter“ Zustand, die α -Diversität verweist auf den „moderaten“ Bereich, und die MAZ liegt knapp darunter. Im Kontext damit Durchschnitt bzw. ein „mäßiger“ ökol. Zustand für Gewässertyp T 1 in den gegebenen Grenzen.

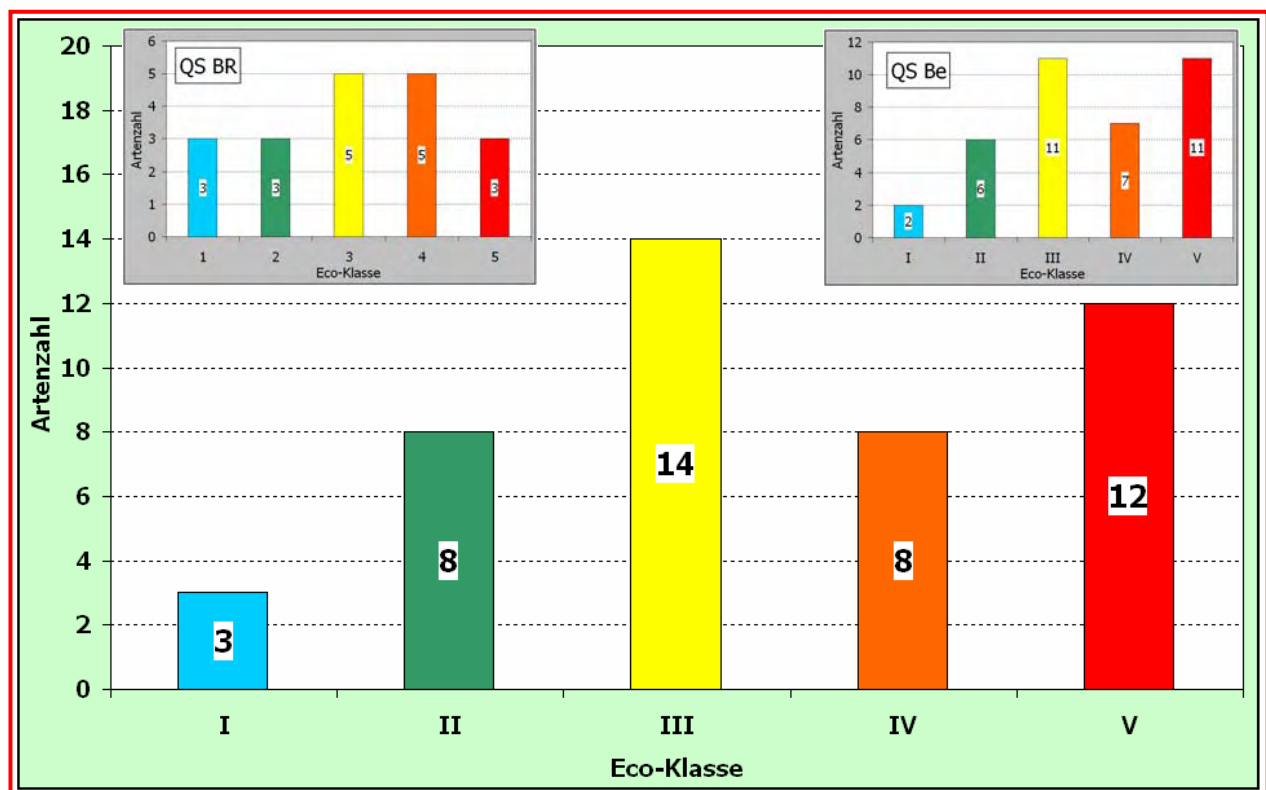


Abb. 12: Anzahl der AeTI-indizierten Arten pro Eco-Klasse, hier Tideelbe Typ T 1 (zwei QS mit insgesamt 24 Stichprb.)
 QS (Querprofil) BR = Unterelbe bei Strom-km 690 (St. Margarethen/Böschrücken; linke obere Figur)
 QS (Querprofil) Be = Unterelbe bei Strom-km 708 (Belum/Neufelder Sand; rechte untere Figur)

In obiger Abb. 12 ist zur differenzierteren Betrachtung die Verteilung der Zeigerarten über die Klassen pro Querschnitt BR und Be im einzelnen aufgeführt (linke und rechte obere Figur in Abbildung). Sowohl die Verteilungstendenz als auch die Betragsgrößen der einzelnen „Qualitätsklassen“ sind uneinheitlich. Für den QS Be sind fast doppelt so viele Arten dokumentiert als für QS BR: 37 versus 19 Zeigerarten. Jedoch sind rd. 50% den Eco-Klassen IV und V zuzurechnen; hier spricht die Relation mit rd. 40% für den Böschrücken. Analog sind die Relativzahlen für die Eco-Klassen I & II: Böschrücken vs. Belum wie 30 zu 20% Anteil am lokalen Inventar der AeTI-indizierten Spezies. Eindeutig ist allerdings das absolute Artenminimum auf dem QS BR mit 19 Arten und 8 Taxa. Daraus und aus der Artenstruktur ist der Schluss zulässig, dass der QS **Böschrücken/St. Margarethen** im mesohalinen Kernbereich der Brackwasserzone liegt.

Im Schlickwatt des Nordufers war der Tubificidae *Tubificoides heterochaetus*, eine echte Brackwasserart (= eBW), mit Besiedlungsdichten zwischen 1.000 und 6.000 Ind./m² abundant. Vergesellschaftet war die Spezies mit *Limnodrilus hoffmeisteri* und *L. udekemianus* (Populationsgrößen 10² - <10³ Ind./m²). Aufgestockt wurde die Schlick-Assoziation durch die euryhalinen Opportunisten *Capitella capitata* und *Marenzelleria* spp. (Polychaeta). Letztere hat keine enge Substratbindung, ist außerdem holeuryhalin und vagabundiert in der Tideelbe bis Hamburg hinauf. Völlig anders dagegen die Zusammensetzung der benthischen Wirbellosenfauna im gegenüberliegenden Schlickwatt des Nordkehdingener Ufers/Böschrücken (vgl. Abb. 13: linke Grafik). Bis auf den Naididen *Amphichaeta sannio* (eBW) waren keine Brackwassertubificiden oder weiteren Oligochaeten präsent. Mit *Manayunkia aestuarina* wurde eine weitere eBW identifiziert, allerdings ein Polychaeta. Ansonsten beschränkte sich das Faunenspektrum auf die Amphipoden *Corophium volutator* (syn. Schlickkrebs) und auf *Bathyporeia* spp., wobei in der Mehrzahl *B. sarsi* abundant war, also jene Art, die Schlickbeimengungen toleriert (MOVAGHAR 1964, KÖHN & GOSSELCK 1989). Verbindendes Glied zwischen Süd- und Nordwatt war der Opportunist *Marenzelleria* spp., der auch einen der wenigen Fahrwasser-/Fahrrinnenbesiedler darstellte.

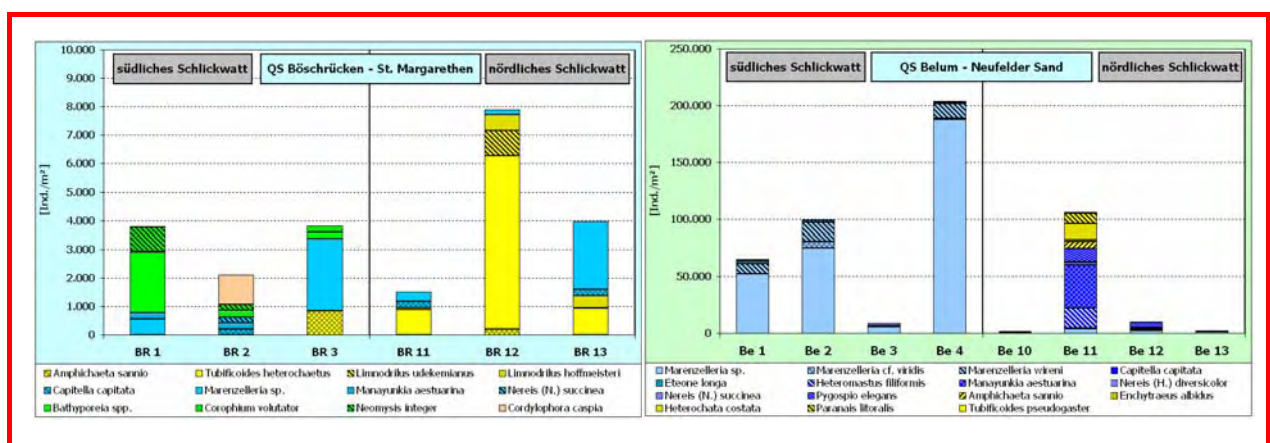


Abb. 13: Besiedlungsstruktur südliches vs. nördliches Watt im Gebiet
 (links) Böschrücken – St. Margarethen (Strom-km 690) und (rechts) Belum – Neufelder Sand (Strom-km 708)
 Legende:
 BR 1-3: südl. Wattstationen Nordkehdingener Watt/Böschrücken; BR 11-13: nördl. Wattstationen bei St. Margarethen
 Be 1-3: südl. Wattstationen Belumer Leuchtturm; Be 11-13: nördl. Wattstationen auf Neufelder Sand
 Grundfarben: blau = Polychaeta; gelb = Oligochaeta; grün = Malacostraca; beige = Cnidaria

Weshalb die Watten in ihrer Besiedlungsstruktur so unterschiedlich sind, ist auf der Basis der einmaligen Beprobung nicht zu klären. Der Sedimenttyp war identisch, auf beiden Seiten lagestabiler Schlick (kein fluid-mud). Zwar liegen Nordkehdingener Watt und Böschrücken auf der Gleithangseite, der gegenüberliegende Prallhang ist aber durch Quer- und Längsstacks vor der Strömung gesichert. Wie sollte sich ansonsten eine derart mächtige Schlickschicht ablagern? Interessant ist auch die Präsenz der beiden Süßwassertubificiden der Gattung *Limnodrilus* ausschließlich im Schlick der Nordseite. Selbst unreife Tubificiden (Tubificidae m. und o. HB) sind in den Proben BR 1-3 nicht registriert worden (vgl. Anhang: Tab. A.2). *L. hoffmeisteri* ist der klassische „enrichment opportunist“ und weltweit verbreitet. Nach GIERE & PFANNKUCHE (1982) toleriert der Tubificide Salz bis etwa 8‰, *L. udekemianus* mit 2-3‰ weit geringere Salzgehalte. M. W. nach handelt es sich um Würmer, die aus den nördlichen, tideoffenen Nebenflüssen, v. a. Stör und Aue, eingeschwemmt sind, sei es als Kokon oder ausgereiftes Tier. Im Süden münden in der Nachbarschaft keine größeren Nebenflüsse, und die Marschengräben sind „geschöpft“. MATTHIAE (1977) und LELING (1986) beschreiben Vergleichbares: Den Eintrag von limnischen Tubificiden, v. a. *Limnodrilus* spp. oder *Tubifex* sp. über offene Nebengewässer in die Unterelbe.

Überbrückendes Glied zwischen Strom-km 690 und 708 (QS Belum/Neufelder Sand), und wenn man so will bis Hamburg, war der Neueinwanderer und Spionidae *Marenzelleria* spp. (Polychaeta). Hinsichtlich der Nomenklatur bzgl. dieses „Vielborsters“ wurde den Regeln des ‚UBA/BLMP-Makrozoobenthos‘ gefolgt und somit noch die Synonyme *Marenzelleria* spp., *M. cf. viridis* (aktueller Name *M. neglecta*; vgl. SIKORSKI & BICK 2004) und *M. wireni* verwendet. Bezüglich der Polychaeta bleibt noch nachzutragen, dass um den Zeitpunkt der Probenahme (04.08.05) der Larvenfall erfolgt sein muss. Erschwerend für die Artdiagnostik setzte sich das Bestimmungsmaterial überwiegend aus kleinen Juvenilstadien zusammen. Aufgrund der Determination großer, adulter Individuen im gleichen Probensatz wurde das Ergebnis von der Gattung auf die Art übertragen.

Marenzelleria war auf allen Stationen des Querprofils gegenwärtig: Auf den Watten, am Fahrwasserrand und in der Fahrrinne. Die Schwesterarten *M. viridis* und *M. wireni* koexistierten am Südrand der Unterelbe auf der Wattfläche und der Hanglage. In der Fahrrinne und auf dem Neufelder Watt war, unabhängig von den über den Gesamtquerschnitt verbreiteten Juvenilstadien, nur noch der sog. Nordsee-Typus *M. wireni* dokumentiert. Eventuell ist das Verteilungsmuster ein Indiz für die verdünnende Wirkung des Oste-Wassers am Südufer. Hinsichtlich der Populationsdichte war außerdem ein Süd-Nord-Gefälle erkennbar: Vom südlichen Watt bis in Fahrrinnen-Mitte variierten die Abundanzen zwischen den Größenordnungen 10^4 und 10^5 Ind./m². Auf dem Neufelder Watt reduzierte sich die Wohndichte von *Marenzelleria* spp. auf 10^3 Ind./m².

Im Grunde liegt eine mit dem QS Böschrücken vergleichbare Situation vor: Ein lokal unterschiedlicher Schwerpunkt in der Verteilung der Polychäten und Oligochaäten (vgl. Abb. 13: rechte Grafik) bei weitgehend ähnlichen Sedimenttypen (schluffhaltige Feinsände oder Schlick/Feinsand). Ausschließlich auf dem Neufelder Sand wurden mit *Manayunkia aestuarina* (Polychaeta) und *Amphichaeta sannio* (Oligochaeta) zwei eBW registriert (Populationsgrößen 10^3 Ind. für den Naididae und 10^4 Ind./m² für *M. aestuarina*). Das Spektrum der marinen Oligochaäten (ohne Einzel- oder spärliche Funde) auf dem Sand rekrutierte sich im wesentlichen aus *Heterochaeta costata*, *Tubificoides pseudogaster* (Tubificidae) und *Paranais litoralis* (Naididae). Zu dieser für stark schluffhaltige bzw. schlickige Substrate typischen Artengemeinschaft gesellten sich die abundanten Polychäten *Pygospio elegans* (Spionidae) *Heteromastus filiformis*, *Capitella* (cf.) *capitata* (Capitellidae) und *Nereis* spp. (Nereididae). Eine spezielle Substrataffinität liegt nicht vor, jedoch bevorzugen alle schluffige Feinsände bis reinen Schlick (BLUHM 1990). Obendrein sind die genannten Spezies euryhalin, wobei die im Gebiet verbreiteten Schwesterarten *Nereis* (*H.*) *diversicolor* und *Nereis* (*Neanthes*) *succinea* Salzgehalte ± 2 ‰ tolerieren (WOLFF 1973), selbst in Süßwasser zeitweilig lebensfähig sind (HARTMANN-SCHRÖ-

DER 1996) [Anmerkung: In der Tideelbe sind *N. (H.) diversicolor* und *Neanthes* sp. bis Strom-km 638 authentisch nachgewiesen (BIOCONSULT 2003b)].

Eine analog schiefe Gebietsverteilung wurde für *Corophium volutator* (Amphipoda) beobachtet. Durchweg hohe Individuendichten in den Proben der nördlichen Wattstationen Be 11 bis Be 13: von 3×10^4 Ind. bis 7×10^4 Ind./m². Auf dem gegenüberliegenden Südufer zerstreut und durchschnittlich nur $< 10^3$ *C. volutator*/m². *Bathyporeia sarsi* wurde auf dem QS ebenfalls registriert, allerdings beschränkt auf den Neufelder Sand und mit individuenarmen Dichten von 10^1 Ind./m².

Der Extremlebensraum Fahrwasserrand, Fahrrinne ist mit den wenigen Arten besiedelt, wie sie bis Hamburg dokumentiert sind: v. a. *Cordylophora caspia* (Cnidaria), *Bathyporeia pilosa*, *B. elegans*, *Gammarus* sp. (Amphipoda) und der Polychaet *Marenzelleria* sp. sowie der Oligochät *Enchytraeus albidus*. Die Populationsgrößen schwankten, bis auf den invasiven Neueinwanderer, zwischen 10^2 Ind. und 10^3 Ind./m². *Marenzelleria* sp. war, wie bereits o. g. sehr abundant und erreichte mit $> 10^5$ Ind./m² extrem individuenreiche Wohndichten in der Fahrrinne (Anmerkung: Elbeaufwärts sind diese Abundanzwerte nicht mehr erreicht worden; dort i. d. R. 10^2 - $< 10^3$ Ind./m²). Am südlichen Fahrrinnenrand waren die einzig nennenswert größeren Muschelvorkommen konzentriert, u. a. *Mya arenaria*, *Mytilus edulis*, *Mysella bidentata* und *Macoma balthica*, mit Populationsgrößen zwischen 2×10^3 Ind. und 6×10^3 Ind./m² [weitere Anmerkung: *M. arenaria* (juvenile Expl.) wurde bis QS Twielenfleth in der aktuellen Untersuchung gefunden. Im Rahmen der Beweissicherung Unterelbe ist die Muschel ebenfalls nachgewiesen worden (BIOCONSULT 2001-2005)].

Die Querschnittsbetrachtung QS 1 versus QS 2 kommt dementsprechend zu unterschiedlichen Resultaten (vgl. nachfolgende Tab. 9).

Tab. 9: Zusammenstellung der Bewertungsparameter für Querschnitte (QS) Böschrücken (BR) und Belum (Be)

Legende:

AeTI $\pm$ s = Aestuar-Typie-Index & Standardabweichung; MAZ = mittlere Artenzahl; ADF = Alpha-Diversität n. Fisher

Tideelbe: Lokale Teilaspekte von Typ T 1 (Übergangsgewässer) (U-Jahr 2005: je 12 Stichproben)					
Parameter	AeTI $\pm$ s	MAZ	ADF	Gesamttaxa	Indikatorarten
QS BR	2,07 $\pm$ 0,26	6,7	1,84	27	19
QS Be	2,93 $\pm$ 0,20	11,8	3,31	43	37
Gültigkeitskriterien AeTI nur für Datenkollektiv Be erfüllt , da					
1. Standardabweichung AeTI s $< 0,3$ (= QS BR & QS Be)					
2. Mindestanzahl Indikatorarten QS Be: $5^2 > 25$ = OK; aber QS BR: $5^2 < 25$ = negativ					
3. Abundanzverhältnis Indikatorarten zu Gesamttaxa $>> 50\%$ (= QS BR QS Be)					

Der berechnete AeTI von 2,07 für QS BR entspricht einem „guten“ ökologischen Zustand. Da jedoch nur 19 eingestufte Arten in den Proben identifiziert wurden, ist die Index-Ermittlung ungültig, denn als Minimalausstattung wären 25 Indikatorarten nötig. Und damit ist auch schon das Problem genannt. Die geringe Artenzahl, die im Mesohalinikum natürlich ist, wird auf dem Querprofil noch unterschritten: die MAZ entspricht 6,7 Arten. Die ungenügende Diversität mit $\alpha = 1,8$ bestätigt diesen Mangel noch. Auf Grundlage der Biodiversität spräche demnach alles für einen „unbefriedigenden“ bis „schlechten“ ökologischen Zustand. Das wiederum wäre überspitzt. Das Problem ist, wie immer, die **Fahrrinne** bzw. deren kümmerliche Besiedlung mit einigen wenigen robusten Überlebensstrategen - und das hat durchaus Auswirkungen auf die Parameter MAZ und ADF. In den Probensätzen der Fahrrinnenstationen (Stationen IV –IX) variierten die absoluten Artenzahlen zwischen (0) 1 – 4 (6), und bis auf eine Ausnahme waren die Gesamtindividuumdichten pro Station deutlich $< 10^3$ Ind./m². Alles in allem, eine selbst für Mesohalinikum und Fahrrinne „unterentwickelte“ Gesellschaftsstruktur (vgl. Kap. 4.2: weitgehend analoge Situation). Der AeTI wiederum berücksichtigt die eBW und die generellen (euryhalin-marinen) BW ganz anders als die euryöken Opportunisten und r-Strategen, was auch

gewollt ist! Aufgrund der artspezifischen Wichtung kann der AeTI-Rechenwert nur besser geraten. Und wenn dann noch über 50% der Abundanzsumme der eingestuften Arten auf die sechs ästuartypischen Spezies fallen (Eco-Werte 5 & 4) ist das Ergebnis von 2,07 plausibel. Unter Berücksichtigung der Biodiversität ist die Einstufung jedoch auf einen „mäßigen“ ökologischen Zustand zurückzunehmen.

Für den Querschnitt Belum/Neufelder Sand sind die Resultate „ohne Abstriche“ stimmig: AeTI, MAZ & ADF entsprechen dem „mäßigen“ ökologischen Zustand. Zweifelsohne macht sich im Trichterbereich die Nähe zur Nordsee stärker bemerkbar. Das Arteninventar, auch das der Fahrrinne, wird durch euryhaline Eindringlinge aus dem marinen Milieu aufgestockt und führt somit zu einer diversen Gemeinschaftsstruktur aus sowohl ästuartypischen als auch euryöken Vertretern.

Die Gesamtbewertung des Gewässertyps fällt „moderat“ aus; auch der AeTI unterschreitet den Schwellenwert nicht, weist aber in Richtung einer besseren Bonitierung. Ausschlaggebend auch im diesem Fall die Anzahl und Abundanzsumme der charakteristischen Ästuararten. Die Ausstattung, die mögliche Potenz des Systems ist so, dass das Pendel auch in Richtung „guter“ ökologischer Zustand schwingen kann.

Abschließend der Abgleich mit der Präqualifikation des Gebiets bzw. Teilgebiets:

Voreinstufung (Expertenwissen): Das Querprofil Böschrücken - St. Margarethen wurde generell mit „0“ voreingestuft. Wegen des großflächigen Wattgebiets Nordkehdingen und Böschrücken wurde eine Aufwertung (bis „+“) nicht ausgeschlossen. Der Teilbereich Fahrrinne wurde mit „-“ analog „unbefriedigend“ präqualifiziert. Des weiteren ist angenommen worden, dass sich die unterschiedlich bewerteten Teilaspekte in der Querschnittsbetrachtung aufheben und letztendlich zu einer „mäßigen“ bzw. zur vorstehenden Einstufung führen werden. Der Trichterbereich Belum – Neufeld wurde besser taxiert: Profil im Gesamtschnitt „+“ analog „gute“ Bewertung; der südliche Wattstreifen und der großflächige Nordfelder Sand mit „+“ analoge Einstufung gleich „gut“.

Nach **UVU-MATERIALBAND VII** (1997) wurde der QK Makrozoobenthos im Raum Belum (UA = VI) eine hohe Wertigkeit zugeordnet (Klasse II); anhand der positiven lebensraumtypischen Faktoren (v. a. großflächige Watten) wurde für die Uferzonierungen und Sande ebenfalls eine hohe Wertigkeit vergeben (Klasse II). Der stromaufwärts liegende UA V (im vorliegenden Fall QS 2) ist mit einer mittleren Wertigkeit versehen worden. Bereits damals wurde das auffällig artenarme Spektrum bemängelt (interessanterweise auch im Fahrwasser bei St. Margarethen festgestellt), welches nicht mit dem natürlichen Artenminimum in Einklang zu bringen war. Folglich führte dieses Kriterium zur Abwertung; insgesamt aber mittlere Wertstufe.

In **KRIEG** (Version I/2005) wurde für den Gesamtquerschnitt Belum – Neufelder Sand ein „guter“ ökologischer Zustand ermittelt. Der QS Böschrücken St. Margarethen blieb unberücksichtigt.

Der Vergleich beider Rechenwerte zeigt, dass sie verhältnismäßig nahe beieinander liegen:

$$\text{AeTI}_{(\text{Konstrukt})} = 2,40 \pm 0,20 \text{ versus } \text{aktuell} \text{ AeTI}_{(2005)} 2,61 \pm 0,19$$

(Gültigkeitskriterien in beiden Fällen erfüllt)

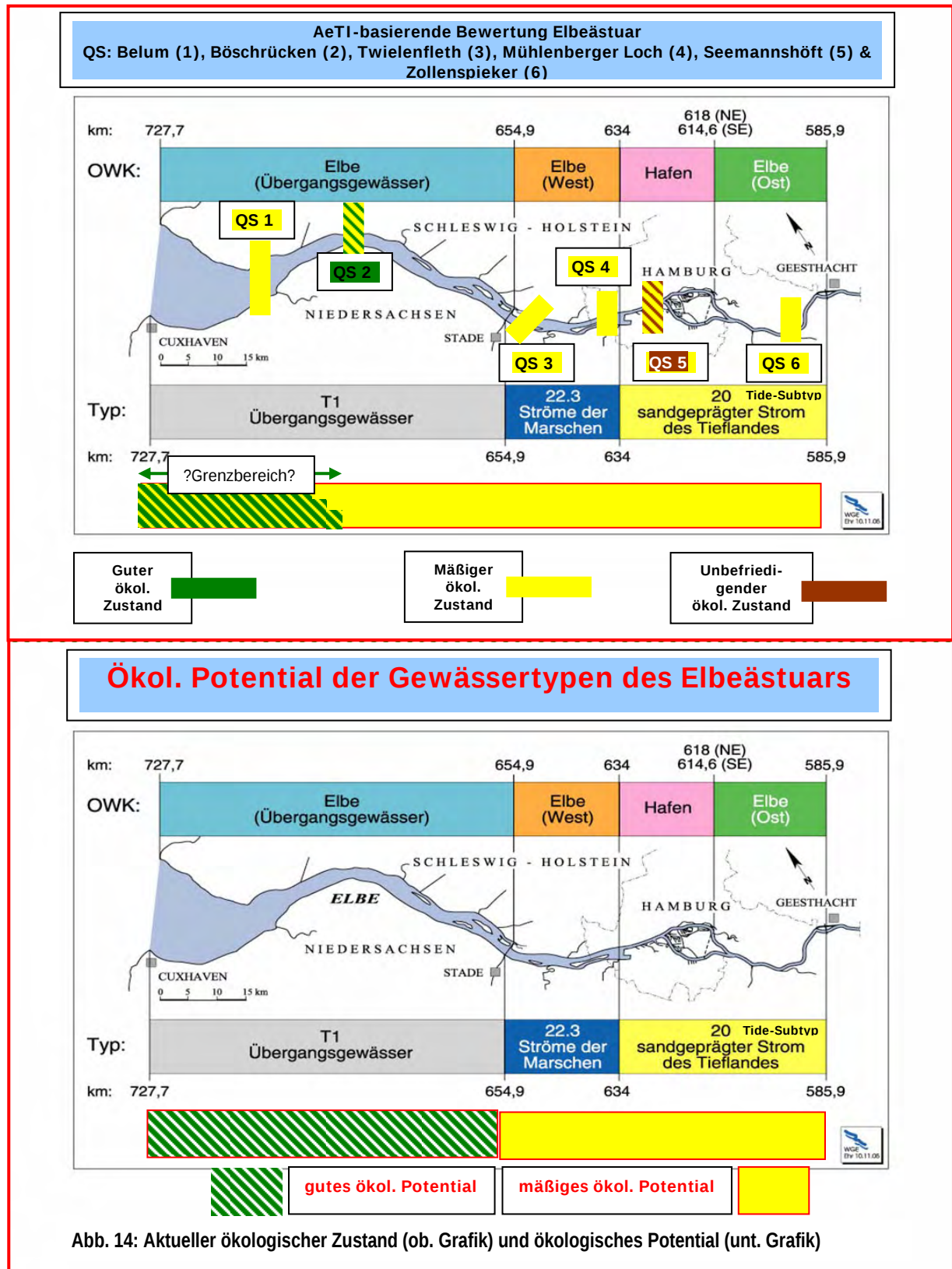
Es ist nicht zu übersehen, dass der momentane AeTI in der Tendenz auf einen „guten“ ökologischen Zustand verweist. Der trennende Grenzwert zwischen den Zustandsklassen liegt exakt bei 2,60. Die Biodiversität bestätigt hingegen den „moderaten“ Zustand. Bereits in Vers. I (2005) ist es vom Autor aber als notwendig erachtet worden, dem AeTI zwei weitere Parameter zur Seite zu stellen, um damit die Belastbarkeit des Bewertungsverfahrens zu erhöhen.

Zur Erinnerung: Das Datenkollektiv in KRIEG (2005) war ein Konstrukt aus zahlreichen MZB-Einzeluntersuchungen, verschiedener Methoden, mehrerer Jahre. Die korrespondierenden Ergebnisse sprechen für die Zuverlässigkeit, aber auch Robustheit des AeTI.

Das Expertenwissen, die in diesem Zusammenhang getroffenen, zitierten Voreinschätzungen, werden durch den vorliegenden multimetrischen Ansatz bestätigt. Krasse Fehleinschätzungen sind nicht erkennbar.

4.4 Zusammenfassende Bewertung Elbeästuar

In der nachstehenden Abbildung sind die Ergebnisse der AeTI-basierenden Bewertung anhand der ökologischen Zustandsklassen **und** des ökologische Potentials für die Tideelbe überblicks-weise zusammengefasst.



Die Tideelbe wurde mit der Gesamtheit ihrer vier Oberflächenwasserkörper als vorläufig „erheblich verändert“ eingestuft (vgl. dazu ARGE ELBE 2004, 2005). Die biologische Überprüfung und dsbzgl. Festlegung/Einstufung steht allerdings noch aus. Deshalb wurde der Vorschlag des Umweltbundesamtes aufgegriffen (pers. & schrift. Mitt. RECHENBERG, Dessau 2005) und die Methode auf den ökologischen Zustand justiert (vgl. Eingangskapitel 2). Inwiefern der ökologische Zustand Bestand hat, werden die weiteren Untersuchungen zeigen müssen. Die Situation hinsichtlich der unvermeidlich anthropogenen Nutzungsansprüche ist eindeutig. Die „Kanalisation“ als Seeschiffahrtsstraße bleibt Realität, und der Nutzungsdruck wird in Zukunft nicht nachlassen.

Unter diesen Umständen sollte der Festlegung des ökologischen Potentials Rechnung getragen werden, was über wenigstens zwei Ansätze machbar ist: Zum einen über den Umbau der „Offenen Artenliste“ (als interne Referenz des sehr guten ökologischen Zustands), oder zum anderen über die Verschiebung der Klassengrenzen bei der Bestimmung des jeweiligen Bewertungsniveaus. Im vorgestellten Verfahren wird letztem Ansatz der Vorzug gegeben. D. h., das „höchste bzw. gute“ ökologische Potential wird über eine Spreizung der Klassengrenzen gesteuert (Abb. 15).

Als verbindliches Analogon für das „gute“ ökologische Potential sollte der „mäßige“ ökologische Zustand eingesetzt werden; d. h., es findet eine Verschiebung um etwa eine Klasse statt. Diese Vorgehensweise ist auch deshalb plausibel, weil vor dem Hintergrund des Nutzungsdrucks, dem die Tideelbe ausgesetzt ist, nicht davon auszugehen ist, dass sich durch irgendwelche Maßnahmen wieder eine historisch vielfältige Bodenfauna auf einem „sehr guten“ ökologischen Zustand einstellen wird. Bereits aufgrund der jetzigen, irreversiblen Veränderungen (Hydromorphologie und Hydrodynamik) ist es offenkundig, dass historische Dimensionen niemals mehr erreicht werden. Die weitere (Hafen-)Planung lässt da keine Hoffnung aufkommen (vgl. HAMBURG PORT AUTHORITY 2005).

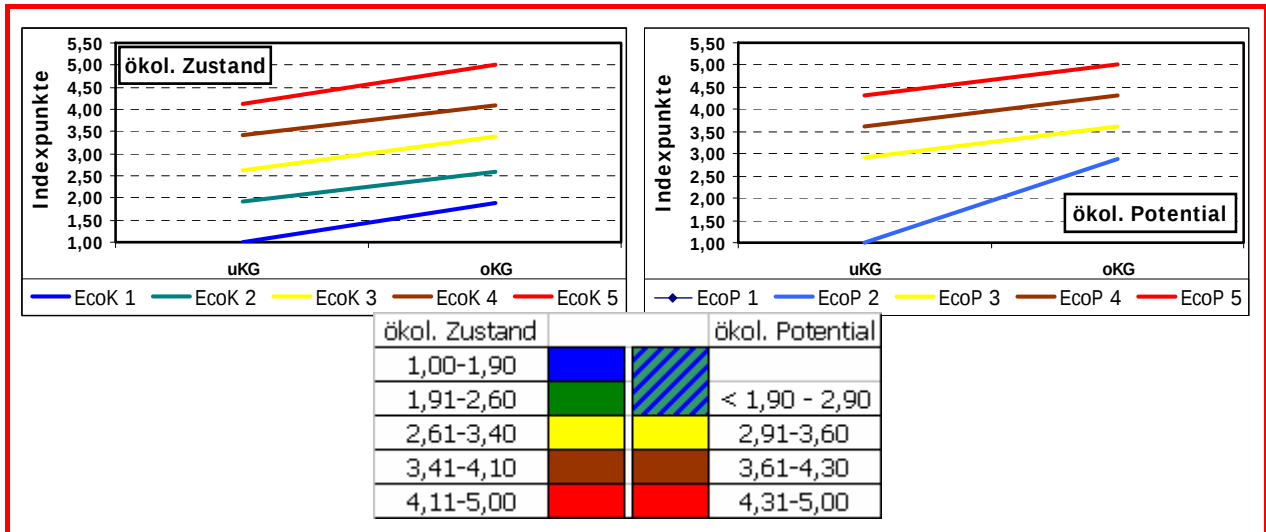


Abb. 15: Transformierung ökologischer Zustand zu ökologisches Potential

Legende: EcoK = jeweilige Eco-Klasse 1 - 5; EcoP = ökologisches Potential, Klassen 5 - 3 & gutes/höchstes Potential

uKG = untere Klassengrenze; oKG = obere Klassengrenze

Um ein „gutes“ ökologisches Potential zu erreichen, wird unterstellt, dass mindestens 51% der Werteskala abgedeckt sein muss. Die Mitte zwischen <1,0> und <5> liegt bei <3,0>. 51%, in diesem Fall der untere Schwellenwert zum „guten“ ökologischen Potential, entspricht dann dem Indexwert von 2,90. Diese und die weitere „Grenzziehung“ erscheint sowohl vor dem Hintergrund der ausgeprägten Variabilität der benthischen Faungemeinschaften als auch unter Be-

rücksichtigung der gewässerstrukturellen Veränderungen des Elbeästuars eine plausible Klassenbildung.

5 Monitoringstrategie

Die Umsetzung der vorgeschlagenen Bewertungsmethode QK Wirbellose Bodenfauna für die Tideelbe stellt konkrete Anforderungen an die Datenerhebung. Das Verfahren ist auf das Probenahme-Design und die Beprobungsstrategie geeicht und setzt daher deren Anwendung voraus.

Die **Zeitpunkte** einer Untersuchung sind grundsätzlich in das Frühjahr und den Herbst zu legen. Dies berücksichtigt die unterschiedlichen Fortpflanzungs-/Entwicklungszyklen der einzelnen Fauneneinheiten. Einen Kompromiss stellt die einmalige Beprobung im Hoch- bzw. Spätsommer dar (Informationsverluste sind einzurechnen). Für die Testphase wurden die Proben im Juni und August d. J. gezogen.

Die **Erprobung** der Methodik erfolgte im Rahmen eines vorläufigen Biomonitorings. Hierzu waren sechs Querschnitte besetzt mit je 9 oder 13 Stationen ausgewählt worden. Die vorstehende Ergebnisanalyse hat bewiesen, dass das Bewertungsverfahren anhand der vorgenommen Auswahl der QS und der jeweiligen Anzahl der Stationen hinreichend getestet werden konnte. Darüber hinaus hat sich gezeigt, dass die Besetzung mit zwei QS pro Gewässertyp eine umsichtige Maßnahme war: Mögliche Über- oder Unterbewertungen konnten so vermieden werden.

Insgesamt wurden im Rahmen der ersten Erprobungsphase **70** Stationen in der Tideelbe in 2005 beprobt. Der Probensatz einer Station setzte sich aus 4 Einzelproben zusammen [1 x 500 µm-Fraktion analog (Makro-) Zoobenthos und 3 x 250 µm-Fraktion analog Annelidenfauna], so dass insgesamt **280** Proben ausgewertet wurden.

Eine sinnvolle Maßnahme wäre die **Erhöhung** der Anzahl Parallelen, um der natürlichen klein- und großräumlichen Variabilität der Parameter im Ästuars entgegenzuwirken. Die Ausstattung eines Probensatzes mit 3 (500 µm-Fraktion) plus 6 (250 µm-Fraktion) gleich 9 Einzelproben ist kein Luxus, sondern anzustrebende Notwendigkeit. Bei 70 Stationen wären das allerdings 630 Proben! Höchstwahrscheinlich ist dieser Probenumfang nicht finanzierbar.

Zwei Alternativen bieten sich:

- a) das vorliegende Konzept wird fortgesetzt
- b) die QS-Strategie wird zugunsten einer Flächenbeprobung aufgegeben, bei gleichzeitiger Reduktion der Stationen und Anhebung des Probensatzes auf die v. g. 9 Parallelen.

zu b)

Entsprechend der Größe des Untersuchungsraums eines Gewässertyps variiert die Zahl der Stationen. Die Mindestanzahl mit **8 Proben/Stationen und Gebiet** ist für das erweiterte AeTI-Verfahren statistisch erforderlich (vgl. SCHÖLL et al. 2005). Der Subtyp 20-Tide sollte mit mindest 10 Probestellen abgedeckt werden, der im Verhältnis räumlich kleine Subtyp 22.3 mit der Mindestzahl von 8 Stationen und der Gewässertyp T 1 mit 12 Stationen. Die unterschiedliche Besetzung berücksichtigt im Großen und Ganzen die Längendifferenzen innerhalb der Teilstrecken. Die Verteilung der Stationen in einem Teilgebiet soll sich an den Anteilen Eu- zu Sublitoral grob orientieren:

Subtyp 20-Tide	= 5 zu 5 Stationen (Watt zu Fahrrinne)
Subtyp 22.3	= 5 zu 3 Stationen (dto.)
Typ T 1	= 8 zu 4 Stationen (dto.)

Summa summarum werden demnach **270** Proben zur Auswertung bereitstehen.

Bzgl. des ökologischen Potentials noch der Hinweis, dass zukünftig die Hartsubstrate der Steinschüttungen/Stacks zu beproben sind, da sie der sog. „21. Probe“ (< 5%-Anteil) gemäß Verfahren AQEM/STAR entsprechen und für eine mögliche Bewertung des ökologischen „Potentials“ der Tideelbe als „heavily modified waterbody“ notwendig sind.

In 2006 ist die nächste Möglichkeit gegeben, die Alternativstrategie zu erproben. Im Anschluss wäre zu prüfen, welche Strategie die Bessere ist. Die Probenbedarfe, und damit das Finanzvolumen, ist für beide Varianten in etwa gleich.

Bis zur Erstellung der ersten Bewirtschaftungspläne, die bis Ende 2009 vorzulegen sind, ist, abweichend von der in der WRRL vorgegebenen Frequenz, eine jährliche Beprobung der QK WBF durchzuführen. Damit kann es als gesichert gelten, dass für die Anwendung des Verfahrens eine genügend breite Datenbasis zur Verfügung steht. Dies gilt insbesondere noch vor dem Hintergrund der Überprüfung/Verifizierung der Bewertungsmethodik.

Für den Berichtszeitraum 2010 - 2015 sollten drei Beprobungen in zweijährigem Abstand ausreichend sein. Auf dieser Datenbasis sollte die Untersuchungsfrequenz im weiteren festgelegt werden.

Hinsichtlich der **Übertragbarkeit** des Verfahrens ist davon auszugehen, dass die erweiterte Methode grundsätzlich für alle norddeutschen Ästuar und deren tidebeeinflussten Nebengewässer anwendbar ist. Die in der „Offenen Taxaliste“ zitierten Arten dürften prinzipiell auch für das Weser-Ästuar (und eingeschränkt für das Eider-Ästuar - vergleichsweise kleine mesohaline Zone) zutreffend sein; entsprechend der Typspezifität wurden aktuelle Datenerhebungen aus diesen Gewässern berücksichtigt. Allerdings ist in diesem Zusammenhang auf ein Datendefizit für die Ems hinzuweisen.

D. h., Modifikationen werden erforderlich sein, um dem jeweiligen Charakter des Tidegewässers gerecht zu werden. Voraussetzung sind ausreichende Datensätze; Datensätze, die insbesondere auch qual.-quant. Aussagen zu der regionalen/lokalen Anneliden- und Chironomidenfauna treffen. Auf jeden Fall ist eine Testphase zur Überprüfung der erweiterten AeTI-Methode für die genannten Ästuar erforderlich. Bedingung ist allerdings eine ausreichend gute Datenbasis, ansonsten muss in einer Untersuchung die erforderliche Datenlage geschaffen werden.

6 Zusammenfassung

Der **Aestuar-Typie-Index** (kurz **AeTI**) ist ein Verfahren zur ökologischen Bewertung der Qualitätskomponente „Wirbellose Bodenfauna“ in **Ästuarien**; im vorliegenden Fall typspezifisch auf die Tideelbe geeicht.

Die vorgestellte Methode basiert auf den Prinzipien des für große Ströme und Flüsse entwickelten Potamon-Typie-Indexes (erweiterter PTI nach SCHÖLL et al. 2005) und stellt damit die Kontinuität in der Bewertung für den epi-/metapotamalen und den Bereich der Übergangsgewässer sicher. Die **Übertragung** des für die Tideelbe entwickelten AeTI's auf die norddeutschen Ästuar Weser, Ems und Eider (und tidebeeinflusste Nebenflüsse) ist nach regionalspezifischer Kalibrierung der QK MZB m. E. realisierbar.

Die Grundsätze des PTI, die „**Offene Taxaliste**“, die **Indizierung** gewässertypischer Spezies und die Wertung der **Präsenz** von Indikatorarten, wurden uneingeschränkt übernommen, ebenso wie die Berechnung und Prüfung auf Gültigkeit des Indexes sowie die Klassifizierung. Zentrales Thema der Modifikation des PTI hin zum **AeTI** ist eine Liste ästuar- und flussspezifischer Arten (tatsächlicher, potentieller und historischer Arten, um dem naturnahen Zustand i. S. einer Modellreferenz zu genügen) und deren Indizierung mit einem **Eco-Wert** im Hinblick auf die Besonderheiten des Elbeästuars. Die Größe der Eco-Werte schwankt zwischen 1 (= schwa-

che Bindung, Ubiquist) und 5 (= starke Bindung, stenöke Leitart). Die „Offene Taxaliste“ setzt sich derzeit aus **288 eingestuft** Arten zusammen. Außerdem wurde der AeTI, analog zur „Vorlage“, durch **zwei** Metrics erweitert: Die Schätzung der Biodiversität anhand der „Mittleren Artenzahl“ und die Berechnung der „Artendiversität“ nach FISHER et al. (1943). Die Biodiversitätsdaten fließen in die Bewertung ein; i. S. einer Auf-, Abwertung oder Bestätigung des AeTI-Wertes bzw. der entsprechenden Einstufung.

Der AeTI ist rechnerisch das gewichtete Mittel aus der relativen Abundanz und der Valenz der nachgewiesenen Zeigerarten des Untersuchungsgebiets, wobei stenöke Spezies stärker und euryöke schwächer gewichtet werden. Für den AeTI lässt sich analog den Eco-Werten eine Klassifizierung (5 **ökologische Zustände**/Klassen) zwischen 1,0 und 5,0 angeben. Das Potential wurde ebenfalls in seinen Indexgrenzen festgelegt.

Der AETI folgt den **Vorgaben** der Wasserrahmenrichtlinie bezüglich der QK „Wirbellose Bodenfauna“: Artenstruktur/Vielfalt, sensitive Arten; (relative Abundanz); Diversität und ist geeignet zur Bewertung des Stressors „**Allgemeine Degradation**“.

Die vorliegende Untersuchung stellt das Ergebnis der **Erprobung** des Bewertungsverfahrens für die Qualitätskomponente „Wirbellose Bodenfauna“ im Bearbeitungsgebiet Elbeästuar im Sommer 2005 dar. Für diesen Praxistest wurden im Rahmen des vorläufigen Monitorings je zwei Querschnitte (QS) in den drei Gewässertypen mit insgesamt 70 Stationen ausgewählt. Zielvorgabe war außer der Überprüfung der eigentlichen Bewertungsmethodik vor allem die Optimierung der methodischen Rahmenbedingungen, wie Probenahmestrategie und Design, Bearbeitung und Auswertung der benthischen Invertebraten incl. der dominanten Fauneneinheiten Annelida und Chironomidae.

Als Ergebnis des Praxistests konnte die Bewertung der benthischen Wirbellosenfauna an den ausgewählten Querprofilen wie vorgesehen durchgeführt werden. Insgesamt wiesen die drei Gewässertypen des Elbeästuars (Subtyp 20-Tide, Subtyp 22.3 und Typ T 1) generell einen „**mäßigen**“ ökologischen **Zustand** auf. Im Teilgebiet des Subtyps 20-Tide wurde bei Strom-km 629 (Seemannshöft) eine Abwertung in eine „unbefriedigende“ Zustandsklasse aufgrund der schlechten Biodiversität vorgenommen. Ursächlich war die **Degradation** auf die arten- und individuenarme Fahrrinnenbesiedlung zurückzuführen. Diese Negativindikation war charakteristisch für den Untersuchungsraum ab Hamburger Hafen (wahrscheinlich unterhalb der Elbbrücken wg. Einstellung der Fahrrinne auf Seeschiffahrtstiefe) bis St. Margarethen (Strom-km 690). Erst im Trichterbereich der Unterelbe (Strom-km 708) entschärfte sich die Fahrrinnensituation. Grundsätzlich war es die Besiedlung resp. Bewertung der Watten, die die Gebietsklassifizierung aus dem Negativbereich steuerte. Je größer die Flächenrelation Watt vs. Fahrrinne zugunsten ersterer ausfiel, umso günstiger fiel die Bewertung aus. Demzufolge zeigte sich im Trichterbereich eine Tendenz hin zu einem (möglichen) „guten“ ökol. Zustand. Wie gesagt, tendenziell, die aktuelle Bewertung entsprach einem moderaten Zustand.

Erwartungsgemäß erreichte keiner der QS den „sehr guten“ oder „guten“ ökologischen Zustand. Im Hinblick auf eine mögliche Einstufung der Tideelbe als „erheblich verändertes“ Gewässer wurde außer der ökologischen Zustandsbewertung auch das ökologische **Potential** bewertet. Hiernach sind die Gewässersubtypen 20-Tide und Marschengewässer 22.3 als „mäßig“ einzustufen, die Bonitierung der Teilstrecke T 1 (Übergangsgewässer) verbesserte sich auf dieser Basis um eine Stufe und entsprach dem „guten“ ökologischen Potential.

7 Literatur

- ARGE ELBE (2004): Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) im Koordinierungsraum Tideelbe. Bestandsaufnahme und Erstbewertung (Anhang II / Anhang IV der WRRL) des Tideelbestroms (C-Bericht). - Entwurf, Stand 31.08.2004, Sonderaufgabenbereich Tideelbe, Bericht der Wassergüte-stelle Elbe, Hamburg, 49 S.
- ARGE ELBE (2005): Konzept zur Überwachung des Zustands der Gewässer - Bearbeitungsgebiet Tide-elbestrom (C-Ebene). - Entwurf, Stand 17.10.2005, Sonderaufgabenbereich Tideelbe, Bericht der Wassergütestelle Elbe, Hamburg, 51 S. + Anhang.
- BIOCONSULT (2002): Beweissicherung zur Fahrrinnenanpassung. Makrozoobenthos in der Außen- und Unterelbe. Fahrrinne Unterelbe (km 647 – 653). Ergebnisse Frühjahr 2001 und Vergleich 1999 vs. 2001. Gutachten i. A. WSV Kiel, WSA Hamburg (unveröff.). – Bioconsult Bremen (Schuchardt & Scholle GbR) und HUuG Tangstedt (Krieg).
- BIOCONSULT (2003a): Beweissicherung zur Fahrrinnenanpassung. Makrozoobenthos in der Außen- und Unterelbe. Fahrrinne Unterelbe (km 647 – 653). Ergebnisse Frühjahr 2002 und Vergleich 1999 vs. 2001 & 2002. Gutachten i. A. WSV Kiel, WSA Hamburg (unveröff.). – Bioconsult Bremen (Schu-chardt & Scholle GbR) und HUuG Tangstedt (Krieg).
- BIOCONSULT (2003b): Monitoring des Zoobenthos im Einbringungsbereich von Hamburger Baggergut bei Neßsand in der Unterelbe. Abschlussbericht der Untersuchungen 2000-2002. Bd. I & II. Unveröff. Gutachten i. A. FHH Wirtschaftsbehörde, Amt Strom- und Hafenbau, Hamburg. – Bioconsult Bre-men und HUuG Tangstedt.
- BIOCONSULT (2004a): Beweissicherung zur Fahrrinnenanpassung. Makrozoobenthos in der Außen- und Unterelbe. Fahrrinne Unterelbe (km 647 – 653). Ergebnisse Frühjahr 2003 und Vergleich 1999 vs. 2001 - 2003. Gutachten i. A. WSV Kiel, WSA Hamburg (unveröff.). – Bioconsult Bremen (Schu-chardt & Scholle GbR) und HUuG Tangstedt (Krieg).
- BIOCONSULT (2004b): Untersuchungen zum Makrozoobenthos im Bereich verschiedener Klappstellen der Unter- und Außenelbe. HABAK/HABAB 2002/2003. Gutachten i. A. WSV Kiel, WSA Hamburg (un-veröff.). - Bioconsult Bremen (Schuchardt & Scholle GbR) und HUuG Tangstedt (Krieg): 249 S.
- BIOCONSULT (2005): Beweissicherung zur Fahrrinnenanpassung. Makrozoobenthos in der Außen- und Unterelbe. Fahrrinne Unterelbe (km 647 – 653). Ergebnisse Frühjahr 2004 und Vergleich 1999 vs. 2001 - 2004. Gutachten i. A. WSV Kiel, WSA Hamburg (unveröff.). – Bioconsult Bremen (Schu-chardt & Scholle GbR) und HUuG Tangstedt (Krieg).
- BLUHM, H. (1990): Analyse zyklischer Wiederbesiedlungsvorgänge am Beispiel sublitoraler Makro-benthosgemeinschaften in der Flensburger Förde. – Diss. math.-nat. Fak. CAU Kiel (unveröff.): 257 S.
- CASPERS, H. (1948): Ökologische Untersuchungen über die Wattentierwelt im Elbe-Aestuar.- Verh. Dt. Zool. Ges. : 350-359.
- CASPERS, H. (1951): Bodengreiferuntersuchungen über die Tierwelt in der Fahrrinne der Unterelbe und im Vormündungsgebiet der Nordsee.- Verh. Dt. Zool. Ges.: 404-418.
- DAHL, F. (1893): Untersuchungen über die Thierwelt der Unterelbe. – Ber. Komm. wiss. Unters. dtsch. Meere, 3, 151-185.
- DYBERN, D. (1976): loc. cit. RUMOHR, H. (1990).
- FH HAMBURG PORT AUTHORITY (Eds.) (2005): Im Focus dynamischer Wachstumsmärkte. Chancen und Entwicklungspotenziale des Hamburger Hafens. – FH Hamburg, Wirtschaftsbehörde, Hamburg Port Authority: 73 pp.
- FIEDLER, M. (1991): Die Bedeutung von Makrozoobenthos und Zooplankton der Unterelbe als Fischnah-rung. - Ber. Inst. f. Meereskunde, Kiel 204, 226 S.
- 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.
- FRIEDEL, E. (1869): loc. cit. PETERMEIER, A., SCHÖLL, F. (1994).

- FRIEDEL, E. (1970). Loc. cit. PETERMEIER, A., SCHÖLL, F. (1994)
- GARMS, R. (1961): Biozönotische Untersuchungen an Entwässerungsgräben in Flussmarschen des Elbe-Aestuars. – Arch. Hydrobiol. Suppl. 26, Elbe-Aestuar 1: 344-419.
- GIERE, O. & O. PFANNKUCHE (1982): Biology and ecology of marine oligochaeta. A review. – Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 20, 173-308.
- 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.
- HAASE, P. & A. SUNDERMANN (2004): Standardisierung der Erfassungs- und Auswertungsmethoden von Makrozoobenthosuntersuchungen in Fließgewässern. – LAWA Biebergemünd, F+E-Vorhaben O 4.02, 92 S.
- HAGGE, A., F. EGGERS, H.-J. KRIEG & H.-J. SCHUBERT (2004): Untersuchungen zur EU-Wasserrahmenrichtlinie an ausgewählten Flussunterläufen (Hypopotamal) und Speicherbecken der Marschen von Schleswig-Holstein. Bd. 1-8, Wirbellosenfauna. – Gutachten i. A. LANU Kiel-Flintbek.
- HARTOG, C. den (1964): Typologie des Brackwassers. Helgol. Wiss. Meeresunters. 10 (1/4), 377-390.
- HARTOG, C. den (1974): Brackish-water classification, its development and problems. – Hydrobiol. Bull. 8, 16-28.
- HENTSCHEL, E. (1916): Ergebnisse der biologischen Untersuchungen über die Verunreinigung der Elbe bei Hamburg. – Mitt. Zool. Mus. Hamburg 34.
- HENTSCHEL, E. (1923): Biologische Wirkungen der Gezeiten im Süßwasser der Niederelbe. – Verh. Intern. Ver. Limnol. Kiel 1: 33-36.
- JEPSEN, U. (1965): Die Struktur der Wattenbiozönosen im Vormündungsgebiet der Elbe. – Arch. Hydrobiol. Suppl. Elbe-Aestuar 29: 252-370.
- KINNE, O. (1964): Physiologische und ökologische Aspekte des Lebens in Ästuarien. – Helgol. Meeresunters. 11: 131-156.
- KIRCHENPAUER, G. H. (1862): Die Seetonnen der Elbmündung. Ein Beitrag zur Thier- und Pflanzen-Topographie. – Abh. Geb. Naturwiss. Hamburg, 4: 1-59.
- KÖHN, J. & F. GOSSELCK (1989): Bestimmungsschlüssel der Malakostraken der Ostsee. – Mitt. zool. Mus. Berlin 65, 3-114.
- 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.
- KRAEPELIN, K. (1886): Die Fauna der Hamburger Wasserleitung. – Abh. Naturw. Verein Hamburg 9: 1-15.
- 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. – Gutachten i. A. der ARGE ELBE, Wassergütestelle Elbe, Hamburg, 38 S.
- KÜHL, H. (1972): Hydrographie and biology of the Elbe Estuary. – In: BARNES, H. (Ed.). –Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 10: 225-309.
- LELING, A. (1986): Untersuchungen zur Häufigkeit und Verteilung des Makrozoobenthos in der Unterelbe. – Dipl. Arb. FB Biol. d. Univ. Hamburg, 117 S.
- LUCHT, F. (1953): Hydrographische Untersuchungen in der Brackwasserzone der Elbe. – Dt. Hydr. Z. 6: 18-33.
- LUCHT, F. (1964): Hydrographie des Elbe-Aestuars. – Arch. Hydrobiol. Suppl. Elbe-Aestuar 29 (1/2): 1-96.
- MATTHIAE, A. (1977): Verbreitungsgrenzen mariner Makrofauna im Elbe-Aestuar. – Dipl. Arb. FB Biol. Univ. HH (unveröff.).

- MEIER, C., HERING, D., HAASE, P., SUNDERMANN, A. & BÖHMER, J. (2005): Die Bewertung von Fließgewässern mit dem Makrozoobenthos. - In: FELD, C. K., RÖDIGER, S., SOMMERHÄUSER, M. & FRIEDRICH, G. (Hrsg.): Typologie, Bewertung, Management von Oberflächengewässern. – Limnol. aktuell, 11: 76-90.
- MICHAELIS, H. (1994): Der Schwund echter Brackwasserarten in Ästuaren und kleinen Mündungsgewässern. – In : LOTZÁN, J. L., E. RACHOR, K. REISE, H. v. WESTERNHAGEN & W. LENZ (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer. Wissenschaftliche Fakten. – Blackwell Wiss.-Verl., Berlin, 178-181.
- MICHAELSEN, W. (1901): Neue Tubificiden des Niederelbegebiets. – Verh. Naturwiss. V. Hamburg 3: 66-70.
- MICHAELSEN, W. (1903): Hamburgische Elbeuntersuchungen. IV. Oligochaeta. - Mitt. Naturhist. Mus. Hamburg 19: 267-310.
- MICHAELSEN, W. (1916): Ein eigentümlicher neuer Enchyträidae der Gattung Propappus aus der Niederelbe. –Mitt. Naturhist. Mus. Hamburg 19: 51-55.
- MOVAGHAR, C.-A. (1964): Verbreitung und Ökologie der Amphipoden im Elbe-Aestuar. – Arch. Hydrobiol./Suppl. 29, Elbe-Aestuar II (1/2), 97-179.
- PETERMEIER, A., SCHÖLL, F. (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.
- PFANNKUCHE, O. (1977): Ökologische und systematische Untersuchungen an naidomorphen Oligochaeten brackiger und limnischer Biotope. – Diss. FB Biologie Univ. Hamburg, 138 S.
- REMANE, A. & C. SCHLIEPER (1958): Die Biologie des Brackwassers. – Die Binnengewässer, Bd. XXII, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 348 S.
- REMANE, A. & C. SCHLIEPER (1971): Biology of brackish water. – Die Binnengewässer, Bd. XXV, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 372 S.
- RIEMANN, F. (1966): Die interstitielle Fauna im Elbe-Aestuar. Verbreitung und Systematik. – Arch. Hydrobiol. Suppl. 31 (Elbe-Aestuar 3), 1-279.
- ROHDE, H. (1971): Eine Studie über die Entwicklung der Elbe als Schifffahrtstraße. – Mitt. Franzius-Inst. Grund- u. Wasserbau, TU Hannover, 36: 17-241.
- RUMOHR, H. (1990): Soft bottom macrofauna. Collection and treatment of samples. – Int. Counc. Explor. Sea, Copenhagen, 3-18.
- SCHLIENZ, W. (1923): Verbreitung und Verbreitungsbedingungen der höheren Krebse im Mündungsgebiet der Elbe. - Arch. Hydrobiol. Bd. XIV, 429-452.
- SCHÖLL, F. & A. HAYBACH (2001): Bewertung von großen Fließgewässern mittels Potamon-Typie-Index. Verfahrensbeschreibung und Anwendungsbeispiele. – BfG Koblenz, Mitt. 23, 28 S.
- SCHÖLL, F. & J. FUKSA (2000): Das Makrozoobenthos der Elbe vom Riesengebirge bis Cuxhaven. – BfG Koblenz: 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.
- SEYS, J., M. VINCX & P. MEIRE (1999): Spatial distribution of oligochaetes (Clitellata) in the tidal freshwater and brackish parts of the Schelde estuary. – Hydrobiologia 406, 119-132.
- STAR CONSORTIUM (2003): The AQEM sampling method to be applied in STAR. Bericht www.eu-star.at/tops/top_protocols.htm (Stand Feb. 2005).
- STILLER, G. (2005): Bewertungsverfahren für die Qualitätskomponenten Makrophyten und Angiospermen in der Tideelbe gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. Gutachten i. A. ARGE ELBE/FHH BSU WG Elbe. – Stiller Biol. Kart. & Gutachten, Hamburg, 39 S.

- STILLER, G. (2006): Erprobung des Bewertungsverfahrens für die Qualitätskomponenten Makrophyten und Angiospermen in der Tideelbe im Rahmen des vorläufigen Monitorings gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie. - Gutachten i. A. der ARGE ELBE, Wassergütestelle Elbe, Hamburg, 36 S.
- THIEL, M. E. (1924): Versuch, die Verbreitung der Arten der Gattung *Sphaerium* in der Elbe bei Hamburg aus ihrer Lebensweise zu erklären. – Arch. Hydrobiol. Suppl. 4: 69 S.
- UVU-MATERIALBAND VII (1997): UVU zur Anpassung der Fahrrinne der Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt. Tiere und Pflanzen - aquatische Lebensgemeinschaften. Unveröff. Gutachten i. A. der WSV Kiel, WSA Hamburg, Amt Strom- und Hafenbau, Hamburg und Planungsgruppe Ökologie und Umwelt Nord, Hamburg. - Inst. f. Hydrobiol. u. Fisch.wiss. d. Univ. Hamburg und H.-J. Krieg, HUuG Tangstedt, 567 S.
- VAN VEEN, E. (1933): loc. cit. RUMOHR, H. (1990).
- VOLK, R. (1903): Hamburgische Elb-Untersuchungen. I. Allgemeines über die biologischen Verhältnisse der Elbe bei Hamburg. – Mitt. Naturhist. Mus. Hamburg 19: 65-154.
- VOLK, R. (1906): Hamburgische Elb-Untersuchungen. VIII. Studien über die Einwirkung der Trockenperioden im Sommer 1904 auf die biologischen Verhältnisse bei Hamburg. – Mitt. Naturhist. Mus. Hamburg 23: 51-101.
- VOLK, R. (1910): Die Bedeutung der Sielabwässer von Hamburg-Altona für die Ernährung der Elbfische. – Der Fischerbote 2: 84-89.
- WOLFF, W. J. (1973): The estuary as a habitat. An analysis of data on the soft-bottom Macrofauna of the estuarine area of the rivers Rhine, Meuse, and Scheldt. – Zool. Verhand., Leiden, 126, 1-242.
- ZETTLER, M. L. (1996): Ökologische Untersuchungen am Neozoon *Marenzelleria viridis* (VERRILL, 1873) (Polychaeta: Spionidae) in einem Küstengewässer der südlichen Ostsee. – Inaug. Diss. d. Math.-Naturw. Fak. Univ. Rostock, 149 S.

A n h a n g

Anhang-Tab. A.1: Qualitätskomponente Makrozoobenthos**MZB-Probenahmen im Sommer 2005 (Juni bis August 2005)****Tideelbe von Zollenspieker bis Belum (Strom-km 590 - 710)****Standard-Van-Veen-Greifer:** OF = 1.000 [cm²]; Vol. = 14 [l]; Maße: 36 x 28 [cm]; max. Grabtiefe = 15 [cm]; Masse, leer ca. 25 [kg]**CXHV-Van-Veen-Greifer:** OF = 2.250 [cm²]; Vol. = 35 [l]; Maße: 50 x 45 [cm]; max. Grabtiefe = 25 [cm]; Masse, leer ca. 85 [kg]**STR = Stechrohr:** I.D. = 4,5 [cm]; OF = 15,9043 [cm²]; Tiefe = 10 [cm]**SedTyp:** KI = Klei; S = Schlick/Schluff; FS = Feinsand; MS = Mittelsand; GS = Grobsand; KI = Kies

PrBez.	Jahr	Monat	Tag	PN Uhrzeit	HW	NW	Nordwert (N) Grad Minuten	Ostwert (E) Grad Minuten	Tiefe ü. Gr.	Sedimenttyp	STR I.D. 4,5 500 µm	Siebung	VanVeen (0,1 m ²) Füllgrad (%)	Entnahme	VanVeen (0,22 m ²) Füllgrad (%)	Entnahme	Bemerkungen
TF 1_1	2005	6	1	8:45	12:00	06:29	53 36,601	9 32,859	1,5	S	1	x	50	1/1			
TF 1_2	2005	6	1	8:55					1,8	FS/MS	1		50				
TF 1_3	2005	6	1	9:00					2,0	S	1		60				i. d. Regel
TF 2_1	2005	6	1	9:15			53 36,710	9 32,626	1,5	FS/MS	1	x	75	1/1			trocken
TF 2_2	2005	6	1	9:20					1,1	FS	1		50				< 0,7
TF 2_3	2005	6	1	9:25					1,0	FS	1		50				Schiff liegt fest
TF 3_1	2005	6	1	9:30			53 36,656	9 32,910	4,5	FS/MS/GS	1	x	50	1/1			auf Watt
TF 3_2	2005	6	1	9:40					4,1	FS	1		60				
TF 3_3	2005	6	1	9:43	12:00	06:29			4,1	FS/MS	1		50				
TF 4_1	2005	6	1	12:47	12:00	06:29	53 36,814	9 33,480	14,0	GS	1	x	100	1/2			
TF 4_2	2005	6	1	12:50			53		14,3	GS	1		100				
TF 4_3	2005	6	1	12:52			53		14,5	GS	1		90				
TF 5_1	2005	6	1	12:56			53 36,893	9 33,626	16,5	FS(MS+GS)	1	x	90	1/1			
TF 5_2	2005	6	1	12:58					16,0	FS(MS+GS)	1		90				
TF 5_3	2005	6	1	13:03	12:00	06:29			16,5	S	1		60				
TF 6_1	2005	6	1	13:08	12:00	06:29	53 36,933	9 33,746	16,0	S	1	x	100	1/1			
TF 6_2	2005	6	1	13:15					16,7	S	1		100				
TF 6_3	2005	6	1	13:18					16,5	S	1		100				
TF 7_1	2005	6	1	13:32			53 35,967	9 35,516	16,0	FS/MS	1	x	75	1/1			
TF 7_2	2005	6	1	13:35					16,0	FS/MS	1		75				
TF 7_3	2005	6	1	13:45					16,8	FS/MS	1		75				
TF 8_1	2005	6	1	11:30			53 35,176	9 36,619	17,0	MS/GS	1	x	100	1/2			
TF 8_2	2005	6	1	11:34					17,0	MS/GS	1		100				
TF 8_3	2005	6	1	11:37	12:00	06:29			17,5	GS	1		100				
TF 9_1	2005	6	1	11:14	12:00	06:29	53 35,276	9 36,768	18,0	GS	1	x	100	1/2			
TF 9_2	2005	6	1	11:25					17,8	MS/GS	1		45				
TF 9_3	2005	6	1	11:29					18,3	GS	1		100				
TF 10_1	2005	6	1	10:52			53 35,394	9 37,002	8,0	MS/GS	1	x	50	1/1			auf Steinen
TF 10_2	2005	6	1	11:03					8,2	MS/GS	1		50				C. caspia
TF 10_3	2005	6	1	11:10	12:00	06:29			7,8	GS	1		45				H = 2
TF 11_1	2005	6	1	10:37	12:00	06:29	53 35,515	9 37,205	3,5	S	1	x	100	1/2			
TF 11_2	2005	6	1	10:43					3,0	S	1		75				
TF 11_3	2005	6	1	10:48					3,2	S	1		100				
TF 12_1	2005	6	1	10:28			53 35,532	9 37,291	2,0	FS	1	x	75	1/1			i. d. Regel
TF 12_2	2005	6	1	10:32					1,5	S/FS	1		75				trocken
TF 12_3	2005	6	1	10:35					1,8	FS	1		60				< 0,7
TF 13_1	2005	6	1	10:10			53 35,574	9 37,321	1,0	FS	1	x	60	1/1			Schiff liegt fest
TF 13_2	2005	6	1	10:15					1,0	FS	1		60				auf Watt
TF 13_3	2005	6	1	10:18	12:00	06:29			1,0	FS	1		75				
Zs 1_1	2005	6	2	11:48	14:45	10:11	53 23,714	10 10,842	2,2	FS/S	1	x	100	1/1			i. d. Regel
Zs 1_2	2005	6	2	11:52					2,0	FS/S	1		100				trocken
Zs 1_3	2005	6	2	11:55					2,0	FS/S	1		75				< 0,7
Zs 2_1	2005	6	2	9:36			53 23,722	10 10,842	2,8	FS/S	1	x	60	1/1			Schiff liegt fest
Zs 2_2	2005	6	2	9:46					2,5	FS/S	1		60				auf Watt
Zs 2_3	2005	6	2	9:51	14:45	10:11			2,6	FS/S	1		75				
Zs 3_1	2005	6	2	9:15			53 23,732	10 10,836	4,6	MS/GS	1	x	100	1/1			Dreissena (H = 3)
Zs 3_2	2005	6	2	9:20					4,1	MS/GS	1		100				Corbicula (H = 2)
Zs 3_3	2005	6	2	9:31					4,3	MS/GS	1		100				C. caspia (H = 5)
Zs 4_1	2005	6	2	9:54	14:45	10:11	53 23,754	10 10,786	3,6	GS	1	x	75	1/2			
Zs 4_2	2005	6	2	10:01					3,9	GS	1		75				
Zs 4_3	2005	6	2	10:08					4,0	GS	1		100				
Zs 5_1	2005	6	2	10:12			53 23,783	10 10,636	4,2	MS/GS	1	x	50	1/1			
Zs 5_2	2005	6	2	10:15					4,3	MS/GS	1		90				
Zs 5_3	2005	6	2	10:20					4,5	GS	1		100				
Zs 6_1	2005	6	2	10:25			53 23,835	10 10,501	3,8	GS	1	x	100	1/2			
Zs 6_2	2005	6	2	10:31					4,0	GS	1		100				
Zs 6_3	2005	6	2	10:35	14:45	10:11			4,0	GS	1		50				
Zs 7_1	2005	6	2	10:40			53 23,869	10 10,446	2,7	GS	1	x	100	1/2			Dreissena (H = 3)
Zs 7_2	2005	6	2	10:45					2,6	GS	1		100				Corbicula (H = 2)
Zs 7_3	2005	6	2	10:50					2,9	GS	1		100				
Zs 8_1	2005	6	2	10:53	14:45	10:11	53 23,878	10 10,458	2,5	GS	1	x	100	1/2			i. d. Regel
Zs 8_2	2005	6	2	11:04					2,0	GS	1		100				trocken
Zs 8_3	2005	6	2	11:06					2,0	GS	1		100				< 0,7
Zs 9_1	2005	6	2	11:30			53 23,902	10 10,332	2,1	S/FS/MS	1	x	75	1/1			Schiff liegt fest
Zs 9_2	2005	6	2	11:33					1,9	S/FS/MS	1		75				auf Watt
Zs 9_3	2005	6	2	11:38	14:45	10:11			2,0	S/FS	1		100				
SH 1_1	2005	6	28	13:17	10:11	17:04	53 32,409	9 53,080	4,8	S (+FS)	1	x	50	1/1			C. caspia (H = 4)
SH 1_2	2005	6	28	13:20					8,1	FS/S	1		60				Gammarus sp. (H = 2)
SH 1_3	2005	6	28	13:25					7,0	FS/S	1		50				
SH 2_1	2005	6	28	13:30			53 32,411	9 53,060	5,9	S	1	x	50	1/1			
SH 2_2	2005	6	28	13:35					6,3	S	1		45				
SH 2_3	2005	6	28	13:45	10:11	17:04			5,4	S	1		50				
SH 3_1	2005	6	28	11:07			53 32,456	9 53,142	17,8	MS	1	x	90	1/2			
SH 3_2	2005	6	28	11:17					18,0	MS	1		100				
SH 3_3	2005	6	28	11:20					17,9	MS	1		95				
SH 4_1	2005	6	28	10:45	10:11	17:04	53 32,466	9 53,078	18,3	MS	1	x	80	1/1			
SH 4_2	2005	6	28	10:50					18,4	MS	1		90				
SH 4_3	2005	6	28	11:00					18,7	MS	1		80				
SH 5_1	2005	6	28	10:32			53 32,482	9 53,194	18,1	MS/GS (+S)	1	x	80	1/1			C. caspia (H = 4)
SH 5_2	2005	6	28	10:35					18,5	MS/GS	1		90				Gammarus sp. (H = 2)
SH 5_3	2005	6	28	10:40					18,5	GS	1		90				
SH 6_1	2005	6	28	11:25			53 32,564	9 53,144	16,6	S/FS	1	x	90	1/1			
SH 6_2	2005	6	28	11:31					16,1	S/FS	1		85				
SH 6_3	2005	6	28	11:40	10:11	17:04			16,8	FS(+S)	1		95				
SH 7_1	2005	6	28	11:45			53 32,535	9 53,142	17,2	FS (+S)	1	x	60	1/1			
SH 7_2	2005	6	28	12:00					17,0	FS	1		50				
SH 7_3	2005	6	28	12:22					17,4	FS/MS	1		75				
SH 8_1	2005	6	28	12:40	10:11	17:04	53 32,712	9 52,863	1,3	FS	1	x	50	1/1			i. d. Regel
SH 8_2	2005	6	28	12:45					1,3	FS	1		50				trocken
SH 8_3	2005	6	28	12:52					1,3	FS	1		50				< 0,7
SH 9_1	2005	6	28	13:01			53 32,711	9 52,894	1,3	FS	1	x	50	1/1			Schiff liegt fest
SH 9_2	2005	6	28	13:01					1,3	FS	1		50				C. caspia (H = 4)

Tab. A.1 Fortsetzung

Nordwert (N)

Ostwert (E)

PrBez.	Jahr	Monat	Tag	Uhrzeit	HW	NW	Grad Minuten	Grad Minuten	ü. Gr.	Sedimenttyp	10.4.5	500 µm	Füllgrad (%)	Entnahme	Füllgrad (%)	Entnahme	Bemerkungen
SH 9_2	2005	6	28	13:05					1,3	FS	1		50				
SH 9_3	2005	6	28	13:08	10:11	17:04			1,3	FS	1		50				auf Watt
ML 1_1	2005	6	29	9:10	11:06	17:58	53 32,271	9 47,322	1,1	S	1	x	100	1/2			<i>Gammarus</i> sp. (H = 2)
ML 1_2	2005	6	29	9:15					1,1	S	1		100				<i>Dreissena</i> (H = 3)
ML 1_3	2005	6	29	9:22					1,3	S	1		100				
ML 2_1	2005	6	29	9:05			53 32,213	9 47,599	3,7	S	1	x	100	1/2			
ML 2_2	2005	6	29	9:03					3,0	S	1		100				
ML 2_3	2005	6	29	9:06					3,0	S	1		100				
ML 3_1	2005	6	29	9:35			53 32,363	9 47,377	1,7	S	1	x	100	1/2			
ML 3_2	2005	6	29	9:41					1,5	S	1		100				i. d. Regel
ML 3_3	2005	6	29	9:45					1,9	S	1		100				trocken
ML 4_1	2005	6	29	8:40			53 32,457	9 48,468	1,0	S	1	x	100	1/2			< 0,7
ML 4_2	2005	6	29	8:45					1,0	S	1		100				Schiff liegt fest
ML 4_3	2005	6	29	8:51					1,0	S	1		100				auf Watt
ML 5_1	2005	6	29	9:50			53 33,071	9 46,964	1,1	MS/GS/KI/KI	1	x	50	1/1			
ML 5_2	2005	6	29	9:58					1,2	MS/GS/KI/KI	1		60				
ML 5_3	2005	6	29	10:07					1,0	MS/GS/KI/KI	1		50				
ML 6_1	2005	6	29	8:20			53 32,597	9 48,512	1,1	S	1	x	100	1/2			
ML 6_2	2005	6	29	8:25					1,1	S	1		100				
ML 6_3	2005	6	29	8:31	11:06	17:58			1,3	S	1		100				
ML 7_1	2005	6	29	7:50			53 33,136	9 47,787	12,1	MS/GS/KI/KI	1	x	70	1/1			
ML 7_2	2005	6	29	7:55					13,0	MS/GS/KI/KI	1		75				
ML 7_3	2005	6	29	8:05					12,5	MS/GS/KI/KI	1		70				
ML 8_1	2005	6	29	12:30	11:06	17:58	53 33,188	9 48,095	14,4	GS	1	x	100	1/2			
ML 8_2	2005	6	29	12:41					15,0	GS	1		100				
ML 8_3	2005	6	29	13:00					14,1	GS	1		100				
ML 9_1	2005	6	29	12:12			53 33,203	9 48,084	15,5	GS(+S)	1	x	80	1/2			
ML 9_2	2005	6	29	12:17					16,3	GS/KI	1		90				
ML 9_3	2005	6	29	12:22					15,9	GS/KI	1		80				
ML 10_1	2005	6	29	11:55			53 33,245	9 48,152	17,1	GS (+S)	1	x	100	1/2			
ML 10_2	2005	6	29	12:00					18,3	GS/KI	1		95				
ML 10_3	2005	6	29	12:05					17,0	GS/KI	1		100				
ML 11_1	2005	6	29	11:20	11:06	17:58	53 33,338	9 48,044	18,0	S/MS/GS/KI	1	x	75	1/2			auf Steinen
ML 11_2	2005	6	29	11:26					18,5	S/MS/GS/KI	1		90				<i>C. caspia</i>
ML 11_3	2005	6	29	11:45					17,9	S/MS/GS/KI	1		70				H = 3
ML 12_1	2005	6	29	10:55	11:06	17:58	53 33,539	9 47,547	2,3	FS/MS	1	x	50	1/1	i. d. Regel		auf Steinen
ML 12_2	2005	6	29	11:00					2,0	FS/MS	1		45		trocken		<i>C. caspia</i>
ML 12_3	2005	6	29	11:08					2,0	FS/MS	1		45		< 0,7		H = 3
ML 13_1	2005	6	29	11:10			53 33,522	9 47,617	1,4	FS	1	x	50	1/1	Schiff liegt fest		
ML 13_2	2005	6	29	11:13					1,3	FS	1		50		auf Watt		<i>C. caspia</i>
ML 13_3	2005	6	29	11:15	11:06	17:58			1,3	FS	1		45				H = 2
Be 1_1	2005	8	4	10:30	14:49	09:36	53 50,510	8 57,950	trocken	FS(+S)	1	x			75*	1/1*	
Be 1_2	2005	8	4	10:47					< 0,7	FS(+S)	1				75*		i. d. Regel
Be 1_3	2005	8	4	10:53						FS(+S)	1				75*		trocken
Be 2_1	2005	8	4	11:08			53 50,422	8 57,507	trocken	FS(+S)	1	x			75*	1/1*	< 0,7
Be 2_2	2005	8	4	11:11					< 0,7	FS(+S)	1				75*		Schiff liegt fest
Be 2_3	2005	8	4	11:15						FS(+S)	1				75*		auf Watt
Be 3_1	2005	8	4	11:20			53 50,441	8 57,285	trocken	S(KI)	1	x			75*	1/1*	
Be 3_2	2005	8	4	11:29					< 0,7	S(KI)	1				75*		
Be 3_3	2005	8	4	11:43	14:49	09:36				S(KI)	1				75*		
Be 4_1	2005	6	7	11:23	15:25	10:15	53 50,600	8 58,336	1,2	FS	1	x	50	1/1			
Be 4_2	2005	6	7	11:35					1,2	FS	1		45				
Be 4_3	2005	6	7	11:50					1,2	FS	1		45				
Be 5_1	2005	6	7	10:45			53 50,680	8 58,171	4,5	FS(+S)	1	x	50	1/1			
Be 5_2	2005	6	7	10:58					6,0	FS	1		25				
Be 5_3	2005	6	7	11:07	15:25	10:15			6,5	FS	1		25				
Be 6_1	2005	6	7	10:25	15:25	10:15	53 50,771	8 58,120	18,0	FS	1	x	100	1/1			
Be 6_2	2005	6	7	10:30					18,3	FS	1		100				
Be 6_3	2005	6	7	10:35					18,5	FS	1		100				
Be 7_1	2005	6	7	10:08			53 50,961	8 58,041	19,0	FS	1	x	100	1/1			
Be 7_2	2005	6	7	10:15					16,0	FS	1		100				
Be 7_3	2005	6	7	10:20					19,0	FS	1		100				
Be 8_1	2005	6	7	9:50			53 51,112	8 57,952	12,0	FS/Schill	1	x	50	1/1			
Be 8_2	2005	6	7	9:58					12,5	FS	1		100				
Be 8_3	2005	6	7	10:02	15:25	10:15			12,0	FS	1		100				
Be 9_1	2005	8	4	14:05	14:49	09:36	53 51,438	9 0,122	14,0	FS	1	x			75*	1/1*	
Be 9_2	2005	8	4	14:16					16,0	FS	1				75*		
Be 9_3	2005	8	4	14:29					12,0	FS	1				75*		
Be 10_1	2005	8	4	11:55			53 50,969	8 58,345	16,0	FS	1	x			75*	1/1*	
Be 10_2	2005	8	4	12:03					16,5	FS	1				75*		
Be 10_3	2005	8	4	12:13	14:49	09:36			16,3	FS	1				75*		
Be 11_1	2005	8	4	12:45	14:49	09:36	53 52,149	8 58,876	1,0	FS(+S)	1	x			75*	1/1*	
Be 11_2	2005	8	4	12:49					1,0	FS(+S)	1				75*		i. d. Regel
Be 11_3	2005	8	4	12:52					1,0	FS(+S)	1				75*		trocken
Be 11_b	2005	8	4	13:30			53 52,725	8 59,809	1,0	S?	1	x			75*	1/1*	< 0,7
Be 12_1	2005	8	4	13:05			53 52,558	8 59,212	trocken	S/FS	1	x			75*	1/1*	Schiff liegt fest
Be 12_2	2005	8	4	13:08					< 0,7	S/FS	1				75*		auf Watt
Be 12_3	2005	8	4	13:11						S/FS	1				75*		
Be 13_1	2005	8	4	13:15			53 52,674	8 59,627	trocken	S/FS	1	x			75*	1/1*	
Be 13_2	2005	8	4	13:20					< 0,7	S/FS	1				75*		
Be 13_3	2005	8	4	13:25	14:49	09:36				S/FS	1				75*		
BR 1_1	2005	8	17	8:30	12:40	19:55	53 52,004	9 14,080	trocken	FS	1	x			75*	1/1*	
BR 1_2	2005	8	17	8:35					< 0,7	FS	1				75*		i. d. Regel
BR 1_3	2005	8	17	8:40						FS	1				75*		trocken
BR 2_1	2005	8	17	8:45			53 51,866	9 14,430	trocken	S	1	x			75*	1/1*	< 0,7
BR 2_2	2005	8	17	8:50					< 0,7	S	1				75*		Schiff liegt fest
BR 2_3	2005	8	17	8:55						S	1				75*		auf Watt
BR 3_1	2005	8	17	9:00			53 51,903	9 13,828	trocken	S	1	x			75*	1/1*	
BR 3_2	2005	8	17	9:05					< 0,7	S	1				75*		
BR 3_3	2005	8	17	9:10	12:40	19:55				S	1				75*		
BR 4_1a	2005	8	17	11:45	12:40	19:55	53 52,391	9 16,322	11,0	FS (+MS)	1	x			75*	1/1*	
BR 4_2a	2005	8	17	11:51					10,0	FS(+MS)	1				75*		
BR 4_3a	2005	8	17	11:58					10,3	FS(+MS)	1				75*		beide 4a & b
BR 4_1b	2005	8	17	12:07			53 52,394	9 16,259	11,0	FS(+MS)	1	x			75*	1/1*	Nordhang
BR 4_2b	2005	8	17	12:13					9,7	FS(+MS)	1				75*		
BR 4_3b	2005	8	17	12:25	12:40	19:55			11,8	FS(+MS)	1				75*		
Tab. A.1 Fortsetzung				PN	Nordwert (N)		Ostwert (E)		Tiefe	STR	Siebung	VanVeen (0,1 m²)					

PrBez.	Jahr	Monat	Tag	Uhrzeit	HW	NW	Grad Minuten	Grad Minuten	ü. Gr.	Sedimenttyp	1.D. 4.5	500 µm	Füllgrad (%)	Entnahme	Füllgrad (%)	Entnahme	Bemerkungen
BR 5_1	2005	8	17	11:00	12:40	19:55	53 51,832	9 16,304	11,0	FS	1	x			75*	1/1*	
BR 5_2	2005	8	17	11:07					12,0	FS	1				75*		
BR 5_3	2005	8	17	11:16					12,8	FS	1				75*		
BR 6_1	2005	8	17	11:20			53 52,440	9 14,791	11,0	FS	1	x			75*	1/1*	
BR 6_2	2005	8	17	11:25					13,0	FS	1				75*		
BR 6_3	2005	8	17	11:33					13,7	FS	1				75*		
BR 8_1	2005	8	17	10:40			53 52,347	9 16,474	14,0	GS/MS	1	x			75*	1/1*	
BR 8_2	2005	8	17	10:50					15,0	GS/MS	1				75*		
BR 8_3	2005	8	17	10:55					15,5	GS/MS	1				75*		
BR 9_1	2005	8	17	10:25			53 52,120	9 15,996	18,0	GS/MS	1	x			75*	1/1*	
BR 9_2	2005	8	17	10:30					17,8	GS/MS	1				75*		
BR 9_3	2005	8	17	10:35	12:40	19:55			15,9	GS/MS	1				75*		
BR 11_1	2005	8	17	9:25	12:40	19:55	53 53,022	9 14,463	trocken	S	1	x			75*	1/1*	
BR 11_2	2005	8	17	9:28					< 0,7	S	1				75*		i. d. Regel
BR 11_3	2005	8	17	9:33						S	1				75*		trocken
BR 12_1	2005	8	17	9:35			53 53,030	9 14,274	trocken	S	1	x			75*	1/1*	< 0,7
BR 12_2	2005	8	17	9:40					< 0,7	S	1				75*		Schiff liegt fest
BR 12_3	2005	8	17	9:44						S	1				75*		auf Watt
BR 13_1	2005	8	17	9:47			53 53,120	9 14,071	trocken	S	1	x			75*	1/1*	
BR 13_2	2005	8	17	10:05					< 0,7	S	1				75*		
BR 13_3	2005	8	17	10:11	12:40	19:55				S	1				75*		

Tideelbe

Verifizierung AeTI

Sommer 2005

Abundanzen [Ind.

02.06.05: QS Zollenspieker (Strom-km 599) - obere, limnische Tideelbe (FHH & NS)

[illegible]

Anhang-Tab. A.2a: Fortsetzung

[illegible]

Anh.-Tab. A.2a: Fortsetzung	28.06.05: QS Bubendey-Ufer/Othmarschen (Strom-km 629) - (noch) limnische Unterelbe (FHH)																			
Abundanzen [Ind./15,9 bzw. 1.000 cm²]	200 µm-Fraktion			500 µm	200 µm-Fraktion			500 µm	200 µm-Fraktion			500 µm	200 µm-Fraktion			500 µm	200 µm-Fraktion			500 µm
Spezies/Taxon	Sh 1-1	Sh 1-2	Sh 1-3	Sh 1	Sh 2-1	Sh 2-2	Sh 2-3	Sh 2	Sh 3-1	Sh 3-2	Sh 3-3	Sh 3	Sh 4-1	Sh 4-2	Sh 4-3	Sh 4	Sh 5-1	Sh 5-2	Sh 5-3	Sh 5
Paranais frici	67		17	2	17	8	2										1			
Paranais litoralis																				
Pisidium casertanum																				
Pisidium henslowanum																				
Pisidium subtruncatum																				
Pisidium supinum																				
Plumatella repens																				
Polypedium nubeculosum																				
Polypedium bicrenatum																				
Potamopyrgus antipodarum																				
Potamothenis hammoniensis		5			7		2													
Potamothenis moldaviensis	8	7		7	13	8	6	9			1							1	1	5
Potamothenis vejovskyi			3																	
Procladius (Holotanytus)	2	1	1	2																
Prodiamesa olivacea																				
Propagulus volki		2							20	35	59	26	25	8	27	7	15	11	33	
Psammoryctes cf. albicola																				
Psammoryctes barbatus																				
Pygospio elegans																				
Quistadrilus multisetosus																				
Radix balthica																				
Robackia demeijerei																	1		1	
Spirosperma ferox																				
Tanytarsus gr. eminus																				
Tubifex nerthus																				
Tubifex tubifex																				
Tubificoides heterochaetus																				
Tubificoides pseudogaster																				
Valvata cristata																				
Valvata piscinalis																				
Viviparus viviparus																				
Vjedovskyella intermedia																				
Bathyporeia sp. juv.												1							1	
Chironomidae Puppe indet.				1																
Corophium sp. juv.																				
Culicidae indet.																				
Diptera Puppe indet.																			1	
Gammarus sp. juv.								1												
Hydracarina indet.									1											
Kokons Oligochaeta	17	23	17	1	14	63	44													
Nematoda indet.	14	5	9		1	3	4						1							
Oligochaeta juv.	400	19	70		93	120	44											1		
Tubificidae m. HB	8	5	7	6	3	4	2	4				2								
Tubificidae o. HB	108	53	67	163	137	72	66	59												
Turbellaria indet.					2				25	44	13		17	4	6					

Anhang-Tab. A.2a: Fortsetzung

Sommer 2005	29.06.05: QS Mühlenberger Loch/Blankenese (Strom-km 635) - Unterelbe (FHH)																Neßsand-Ostspitze															
Abundanzen [Ind./15,9 bzw. 1.000 cm²]	200 µm-Fraktion				500 µm	200 µm-Fraktion				500 µm	200 µm-Fraktion				500 µm	200 µm-Fraktion				500 µm	200 µm-Fraktion				500 µm	200 µm-Fraktion				500 µm		
Spezies/Taxon	ML 1-1	ML 1-2	ML 1-3	ML 1	ML 2-1	ML 2-2	ML 2-3	ML 2	ML 3-1	ML 3-2	ML 3-3	ML 3	ML 4-1	ML 4-2	ML 4-3	ML 4	ML 5-1	ML 5-2	ML 5-3	ML 5	ML 6-1	ML 6-2	ML 6-3	ML 6	ML 7-1	ML 7-2	ML 7-3	ML 7	ML 8-1	ML 8-2	ML 8-3	ML 8
Aeolosoma hemprichi			3																	1												
Aeolosoma quaternarium															2																	5
Aeolosoma variegatum																																8
Akteredrilus monospermathecus																		4	5	12						1		1				
Amphichaeta leydigii																																
Amphichaeta sannio																																
Aulodrilus plurisetia	3	9	13	80				40		1		20	9	15	11	220						2	15	15	60							
Bathyporeia elegans																																
Bathyporeia pilosa																																
Bathyporeia sarsi																																
Caenis sp.																																
Capitella capitata																																
Capitella sp.																																
Carcinus maenas																																
Chaetogaster diaphanus																																
Chaetogaster diastrophus		1	2																													
Chironomus plumosus agg.	1			10								10					14															
Ciltelio arenarius																																
Corbicula spp.				2								2																				
Cordylophora caspia		3										14																				
Corophium curvispinum				6															1													
Corophium volutator																																
Cryptochironomus spp.				2													2															
Dicortendipes nervosus	2		1	4								6					4															
Dikerogammarus villosus																																
Dreissena polymorpha																																
Enchytraeus albidus																		1									1					
Enchytraeus cf. buchholzi																																
Enchytraeus sp.	1																															
Endochironomus tendens												2					2															
Eriocheir sinensis														1	1																	
Eteone longa																																
Gammarus duebeni																																
Gammarus locusta																																
Gammarus tigrinus																																
Gammarus zaddachi																																
Glyptotendipes barbipes																					1											
Glyptotendipes pallens agg.																																
Gomphus flavipes																																
Haustorius arenarius																																
Heterochata costata																																
Heteromastus filiformis																																
Hydra oligactis																																
Hydrobia ulvae																																
Ilyodrilus templetoni																																
Kloosia pusilla																																
Limnodrilus claparedeanus	5		3	260				74	1	21		400	11	8	5	240				1	10	30	33	340								
Limnodrilus hoffmeisteri	1	2	6	220		2		94	4	1		260	6	12	4	280									1				5			
Limnodrilus profundicola																																
Limnodrilus udekemianus	3	4	7	440	2	1	1	126	1	9	3	300	8	13	6	440				1	12		10	160					1			
Lumbricillus lineatus																																
Macoma balthica																																
Manayunkia aestuarina																																
Marenzelleria sp.												4														2		3				
Marenzelleria cf. viridis																																
Marenzelleria wireni																																
Marionina cf. argentea																																
Mesopodopsis slabberi																																
Microchironomus tener																	2															
Micropsectra apposita																																
Micropsectra notescens																																
Microtendipes chloris-Gruppe																																
Microtendipes pedellus agg.																																
Mya arenaria (incl. juv.)																																
Mysella bidentata																																
Mytilus edulis																																
Nais communis-Komplex																																
Nais elinguis		1									2			2								2										
Nanocladius bicolor agg.												2				4																
Neomysis integer																																
Nereis (H.) diversicolor																																
Nereis (N.) succinea																																
Obelia longissima																																
Palaemon adspersus																																
Palaemon longirostris																																
Parachironomus gr. arcuatus		2	1	4								4				2																
Paramysis spiritus																																

Anh.-Tab. A.2a: Fortsetzung		29.06.05: QS Mühlenberger Loch/Blankenese (Strom-km 635) - Unterelbe (FHH)																															
Abundanzen [Ind./15,9 bzw. 1.000 cm²]	200 µm-Fraktion						500 µm		200 µm-Fraktion			500 µm		200 µm-Fraktion			500 µm		200 µm-Fraktion			500 µm		200 µm-Fraktion			500 µm						
Spezies/Taxon	ML 1-1	ML 1-2	ML 1-3	ML 1	ML 2-1	ML 2-2	ML 2-3	ML 2	ML 3-1	ML 3-2	ML 3-3	ML 3	ML 4-1	ML 4-2	ML 4-3	ML 4	ML 5-1	ML 5-2	ML 5-3	ML 5	ML 6-1	ML 6-2	ML 6-3	ML 6	ML 7-1	ML 7-2	ML 7-3	ML 7	ML 8-1	ML 8-2	ML 8-3	ML 8	
Paranais frici	20	10	25	40			1									20						6	3	18									
Paranais litoralis																																	
Pisidium casertanum				2									8																				
Pisidium henslowianum																																	
Pisidium subtruncatum																									2								
Pisidium supinum																																	
Plumatella repens																																	
Polypedium nubeculosum																																	
Polypedium bicrenatum																																	
Potamopyrgus antipodarum																																	
Potamothenis hammoniensis		1		20						3	1	80			1							10	5	15	160								
Potamothenis moldaviensis																																	
Potamothenis vejovskyi	1	1	1			1							5	8	4								3				1						
Procladius (Holotanyptus)	1	1	1	8					2							6																	
Prodiamesa olivacea																																	
Propappus volki																	15	33	13	2						1	2	5			1	4	2
Psammoryctides cf. albicola																																	
Psammoryctides barbatus																	1	1															
Pygospio elegans																																	
Quistadrilus multisetosus			2										1	2	40							1		20									
Radix balthica																																	
Robackia demeijerei																																	
Spirosperma ferox																																	
Tanytarsus gr. eminus																																	
Tubifex nerthus																																	
Tubifex tubifex																							5										
Tubificoides heterochaetus																																	
Tubificoides pseudogaster																																	
Valvata cristata																																	
Valvata piscinalis																																	
Viviparus viviparus																																	
Vvedovskiyella intermedia																																	
Bathyporeia sp. juv.																				2													
Chironomidae Pupae indet.																																	
Corophium sp. juv.																																	
Culicidae indet.																																	
Diptera Pupae indet.		1																															
Gammarus sp. juv.																																	
Hydracarina indet.																																	
Kokons Oligochaeta																																	
Nematoda indet.	10		7	2			8			4	2		7		8	8	2	7	4	2	1	5											
Oligochaeta juv.		13	14		3	1	1		5	12	6																						
Tubificidae m. HB	4	17	4	20					1	4	5	120		3	7	60						22	22	50	140					2	2	1	
Tubificidae o. HB	39	44	35	540	1	3		340	10	22	13	680	52	50	60	760	1			2	104	55	168	160	8	1	6	8	2		1		
Turbellaria indet.	2	8	15	2					4		1					16	2	2	9							1	2						

Anhang-Tab. A.2a: Fortsetzung

[illegible]

[illegible]

lfd. #	Anhang-Tab. A.3: Eco-Einstufungen der Arten		Einstufung	lfd. #	Fortsetzung Tab. A.3		Einstufung
	Spezies oder Genus	System			Spezies oder Genus	System	
WBF 001	Ablabesmyia monilis agg.	Diptera	2	WBF 081	Ephemera lineata	Ephemeroptera	5
WBF 002	Acroloxus lacustris	Gastropoda	1	WBF 082	Ephoron virgo	Ephemeroptera	4
WBF 003	Aeolosoma hemprichi	Aphanoneura	1	WBF 083	Ephydatia fluviatilis	Porifera	2
WBF 004	Aeolosoma niveum	Aphanoneura	2	WBF 084	Eriocheir sinensis	Decapoda	1
WBF 005	Aeolosoma quaternarium	Aphanoneura	2	WBF 085	Erpobdella octoculata	Hirudinea	1
WBF 006	Aeolosoma tenebrarum	Aphanoneura	2	WBF 086	Eteone longa	Polychaeta	3
WBF 007	Aktedrilus monospermathecus	Oligochaeta	5	WBF 087	Fabricia stellaris (syn. F. sabella)	Polychaeta	4
WBF 008	Alboglossiphonia heteroclita	Hirudinea	2	WBF 088	Ferrisia wautieri	Gastropoda	2
WBF 009	Alkmaria romijni	Polychaeta	5	WBF 089	Frederiella sultana	Bryozoa	2
WBF 010	Amphichaeta leydigii	Oligochaeta	3	WBF 090	Gammarus duebeni	Amphipoda	4
WBF 011	Amphichaeta sannio	Oligochaeta	5	WBF 091	Gammarus pulex	Amphipoda	3
WBF 012	Anabolia laevis	Trichoptera	3	WBF 092	Gammarus roeseli	Amphipoda	3
WBF 013	Ancylus fluviatilis	Gastropoda	4	WBF 093	Gammarus salinus	Amphipoda	4
WBF 014	Anisus vortex	Gastropoda	2	WBF 094	Gammarus tigrinus	Amphipoda	1
WBF 015	Anodonta anatina	Bivalvia	3	WBF 095	Gammarus zaddachi	Amphipoda	1
WBF 016	Anodonta cygnea	Bivalvia	4	WBF 096	Gastrosaccus spinifer	Mysidacea	3
WBF 017	Arenicola marina	Polychaeta	3	WBF 097	Glossiphonia complanata	Hirudinea	1
WBF 018	Asellus aquaticus	Isopoda	1	WBF 098	Glossiphonia nebulosa	Hirudinea	2
WBF 019	Assimineia grayana	Gastropoda	1	WBF 099	Glyptotendipes barbipes	Diptera	3
WBF 020	Atyaephyra desmaresti	Decapoda	1	WBF 100	Glyptotendipes pallens agg.	Diptera	2
WBF 021	Aulodrilus pluriseti	Oligochaeta	2	WBF 101	Glyptotendipes paripes	Diptera	2
WBF 022	Baetis sp.	Ephemeroptera	1	WBF 102	Gomphus flavipes	Odonata	5
WBF 023	Balanus balanoides	Cirripedia	3	WBF 103	Gyraulus albus	Gastropoda	2
WBF 024	Balanus improvisus	Cirripedia	1	WBF 104	Haliplus fluviatilis	Coleoptera	4
WBF 025	Barnea candida	Bivalvia	3	WBF 105	Haliplus immaculatus	Coleoptera	1
WBF 026	Bathynomphalus contortus	Gastropoda	2	WBF 106	Halocladus varians	Diptera	5
WBF 027	Bathyporeia elegans	Amphipoda	4	WBF 107	Harmothoe (Harmothoe) imbricata	Polychaeta	2
WBF 028	Bathyporeia pelagica	Amphipoda	4	WBF 108	Haustorius arenarius	Amphipoda	4
WBF 029	Bathyporeia pilosa	Amphipoda	2	WBF 109	Helobdella stagnalis	Hirudinea	2
WBF 030	Bathyporeia sarsi	Amphipoda	4	WBF 110	Helophorus sp.	Coleoptera	1
WBF 031	Beraea pullata	Trichoptera	4	WBF 111	Heptagenia flava	Ephemeroptera	5
WBF 032	Bithynia leachii	Gastropoda	3	WBF 112	Heptagenia sulphurea	Ephemeroptera	3
WBF 033	Bithynia tentaculata	Gastropoda	2	WBF 113	Heterochaeta costata	Oligochaeta	3
WBF 034	Bougainvillia ramosa	Cnidaria	3	WBF 114	Heteromastus filiformis	Polychaeta	1
WBF 035	Branchiura sowerbyi	Oligochaeta	1	WBF 115	Heterotanaeis oerstedii	Tanaidacea	5
WBF 036	Bylgides sarsi	Polychaeta	2	WBF 116	Hydra oligactis	Cnidaria	2
WBF 037	Caenis horaria	Ephemeroptera	1	WBF 117	Hydrobia stagnalis	Gastropoda	3
WBF 038	Caenis luctuosa	Ephemeroptera	2	WBF 118	Hydrobia ulvae	Gastropoda	3
WBF 039	Calopteryx splendens	Odonata	3	WBF 119	Hydropsyche angustipennis	Trichoptera	3
WBF 040	Capitella capitata	Polychaeta	1	WBF 120	Hydropsyche bulgaromanorum	Trichoptera	4
WBF 041	Carcinus maenas	Decapoda	2	WBF 121	Hydropsyche contubernalis	Trichoptera	4
WBF 042	Cerastoderma edule	Bivalvia	3	WBF 122	Hydroptila sp.	Trichoptera	3
WBF 043	Cerastoderma spp.	Bivalvia	2	WBF 123	Idothea balthica	Isopoda	1
WBF 044	Chaetogaster diaphanus	Oligochaeta	2	WBF 124	Idothea chelipes (syn. I. viridis)	Isopoda	5
WBF 045	Chaetogaster diastrophus	Oligochaeta	2	WBF 125	Ilyodrilus templetoni	Oligochaeta	2
WBF 046	Chaetogaster setosus	Oligochaeta	3	WBF 126	Ischnura elegans	Odonata	2
WBF 047	Chironomus aprilius	Diptera	4	WBF 127	Isogenus nubecula	Plecoptera	5
WBF 048	Chironomus plumosus agg.	Diptera	1	WBF 128	Jaera albifrons	Isopoda	2
WBF 049	Chironomus salinarius	Diptera	5	WBF 129	Kloosia pusilla	Diptera	4
WBF 050	Cladotanytarsus spp.	Diptera	1	WBF 130	Laccophilus hyalinus	Coleoptera	3
WBF 051	Clitellio arenarius	Oligochaeta	3	WBF 131	Laccophilus minutus	Coleoptera	1
WBF 052	Cloeon dipterum	Ephemeroptera	1	WBF 132	Lagis koreni	Polychaeta	2
WBF 053	Coenagrion pulchellum	Odonata	2	WBF 133	Laomedea calceolifera	Cnidaria	3
WBF 054	Conchapelopia arctope-Gruppe	Diptera	2	WBF 134	Lepidonotus squamatus	Polychaeta	3
WBF 055	Congeria leucophaea (syn. C. cochleata)	Bivalvia	3	WBF 135	Leptocheirus pilosus	Amphipoda	4
WBF 056	Corbicula spp. (fluminea/fluminalis)	Bivalvia	1	WBF 136	Ligia oceanica	Isopoda	1
WBF 057	Cordylophora caspia	Cnidaria	2	WBF 137	Limnephilus flavicornis	Trichoptera	2
WBF 058	Corophium curvispinum	Amphipoda	1	WBF 138	Limnodrilus claparedeanus	Oligochaeta	3
WBF 059	Corophium lacustre	Amphipoda	5	WBF 139	Limnodrilus hoffmeisteri	Oligochaeta	1
WBF 060	Corophium multisetosum	Amphipoda	5	WBF 140	Limnodrilus profundicola	Oligochaeta	3
WBF 061	Corophium volutator	Amphipoda	3	WBF 141	Limnodrilus udekemianus	Oligochaeta	3
WBF 062	Cragon crangon	Decapoda	3	WBF 142	Lithoglyphus naticoides	Gastropoda	4
WBF 063	Cricotopus ornatus	Diptera	4	WBF 143	Lumbricillus lineatus	Oligochaeta	3
WBF 064	Cricotopus sylvestris-Gruppe	Diptera	3	WBF 144	Lumbriculus variegatus	Oligochaeta	1
WBF 065	Cryptochironomus spp.	Diptera	1	WBF 145	Macoma balthica	Bivalvia	1
WBF 066	Cyathura carinata	Isopoda	5	WBF 146	Magelona mirabilis (syn. M. papillicornis)	Polychaeta	4
WBF 067	Dendrocoelum lacteum	Turbellaria	2	WBF 147	Manayunkia aestuarina	Polychaeta	5
WBF 068	Diastylis rathkei	Cumacea	3	WBF 148	Marenzelleria sp.	Polychaeta	1
WBF 069	Dicrotendipes nervosus	Diptera	3	WBF 149	Marenzelleria viridis (Typ II: Ostsee)	Polychaeta	1
WBF 070	Dikerogammarus villosus	Amphipoda	1	WBF 150	Marenzelleria wireni (Typ I: Nordsee)	Polychaeta	2
WBF 071	Dreissena polymorpha	Bivalvia	2	WBF 151	Marionina argentea	Oligochaeta	1
WBF 072	Dugesia lugubris	Turbellaria	2	WBF 152	Mesopodopsis slabberi	Mysidacea	3
WBF 073	Dugesia tigrina	Turbellaria	1	WBF 153	Microchironomus tener	Diptera	1
WBF 074	Ecnomus tenellus	Trichoptera	3	WBF 154	Microphthalmus aberrans	Polychaeta	4
WBF 075	Eiseniella tetraedra	Oligochaeta	1	WBF 155	Microphthalmus similis	Polychaeta	4
WBF 076	Electra crustulenta	Bryozoa	3	WBF 156	Micropsectra appositata	Diptera	3
WBF 077	Elmis sp.	Coleoptera	3	WBF 157	Micropsectra notescens	Diptera	4
WBF 078	Enchytraeus albidus	Oligochaeta	1	WBF 158	Microtendipes chloris-Gruppe	Diptera	2
WBF 079	Enchytraeus buchholzi	Oligochaeta	1	WBF 159	Microtendipes pedellus agg.	Diptera	1
WBF 080	Endochironomus tendens	Diptera	2	WBF 160	Monopylephorus rubroniveus	Oligochaeta	3

lfd. #	Fortsetzung Tab. A.3		Einstufung	lfd. #	Fortsetzung Tab. A.3		Einstufung
	Spezies oder Genus	System			Spezies oder Genus	System	
WBF 161	Musculium lacustre	Bivalvia	2	WBF 243	Radix balthica	Gastropoda	1
WBF 162	Mya arenaria	Bivalvia	2	WBF 244	Radix peregra	Gastropoda	2
WBF 163	Mya truncata	Bivalvia	3	WBF 245	Retusa obtusa	Gastropoda	3
WBF 164	Mysella bidentata	Bivalvia	2	WBF 246	Rhithropanopeus harrissii	Decapoda	1
WBF 165	Mysis relicta	Mysidacea	2	WBF 247	Robackia demeijerei	Diptera	4
WBF 166	Mystacides longicornis	Trichoptera	3	WBF 248	Schistomysis kervillei	Mysidacea	3
WBF 167	Mytilus edulis	Bivalvia	2	WBF 249	Scoloplos armiger	Polychaeta	1
WBF 168	Nais barbata	Oligochaeta	1	WBF 250	Serratella ignita	Ephemeroptera	3
WBF 169	Nais behningi	Oligochaeta	1	WBF 251	Simulium (Wilhelmia) lineatum	Diptera	4
WBF 170	Nais bretscheri	Oligochaeta	1	WBF 252	Sphaerium corneum	Bivalvia	2
WBF 171	Nais communis	Oligochaeta	1	WBF 253	Sphaerium rivicola	Bivalvia	4
WBF 172	Nais elinguis	Oligochaeta	1	WBF 254	Sphaerium solidum	Bivalvia	4
WBF 173	Nais pardalis	Oligochaeta	1	WBF 255	Sphaeroma hookeri	Isopoda	5
WBF 174	Nais pseudobutusa	Oligochaeta	1	WBF 256	Sphaeroma rugicauda	Isopoda	5
WBF 175	Nais variabilis	Oligochaeta	1	WBF 257	Spio filicornis	Polychaeta	3
WBF 176	Nanocladius bicolor agg.	Diptera	1	WBF 258	Spirosperma ferox	Oligochaeta	1
WBF 177	Neanthes virens	Polychaeta	2	WBF 259	Spongilla lacustris	Porifera	2
WBF 178	Neomysis integer	Mysidacea	2	WBF 260	Stagnicola corvus	Gastropoda	1
WBF 179	Nepa cinerea	Heteroptera	1	WBF 261	Stagnicola palustris	Gastropoda	1
WBF 180	Nephtys caeca	Polychaeta	3	WBF 262	Streblospio dekhuyzeni	Polychaeta	5
WBF 181	Nephtys ciliata	Polychaeta	3	WBF 263	Stylaria lacustris	Oligochaeta	1
WBF 182	Nephtys hombergii	Polychaeta	3	WBF 264	Stylodrilus heringianus	Oligochaeta	4
WBF 183	Nereis (Eunereis) longissima	Polychaeta	4	WBF 265	Synorthocladus semivirens	Diptera	4
WBF 184	Nereis (Hediste) diversicolor	Polychaeta	1	WBF 266	Taeniopteryx nebulosa	Plecoptera	4
WBF 185	Nereis (Neanthes) succinea	Polychaeta	1	WBF 267	Talitrus saltator	Amphipoda	3
WBF 186	Obelia longissima	Cnidaria	3	WBF 268	Tanypus punctipennis	Diptera	3
WBF 187	Oecetis lacustris	Trichoptera	2	WBF 269	Tanytarsus gr. eminulus	Diptera	1
WBF 188	Ophidonais serpentina	Oligochaeta	1	WBF 270	Tanytarsus gr. verralli	Diptera	1
WBF 189	Orchestia cavimana	Amphipoda	2	WBF 271	Thalassosmittia thalassophila	Diptera	4
WBF 190	Orchestia gammarella	Amphipoda	2	WBF 272	Theodoxus fluviatilis	Gastropoda	5
WBF 191	Palaemon longirostris	Decapoda	3	WBF 273	Triantodes bicolor	Trichoptera	2
WBF 192	Palaemon squilla (syn. P. adspersus)	Decapoda	3	WBF 274	Tubifex ignotus	Oligochaeta	2
WBF 193	Palaemonetes varians	Decapoda	5	WBF 275	Tubifex nerthus	Oligochaeta	4
WBF 194	Paludicella articulata	Bryozoa	4	WBF 276	Tubifex tubifex	Oligochaeta	3
WBF 195	Parachironomus gr. arcuatus	Diptera	2	WBF 277	Tubificoides benedeni	Oligochaeta	3
WBF 196	Paramysis spiritus	Mysidacea	2	WBF 278	Tubificoides heterochaetus	Oligochaeta	5
WBF 197	Paranais frici	Oligochaeta	3	WBF 279	Tubificoides pseudogaster	Oligochaeta	3
WBF 198	Paranais litoralis	Oligochaeta	4	WBF 280	Uncinails uncinata	Oligochaeta	3
WBF 199	Pelosclex multisetosus	Oligochaeta	2	WBF 281	Unio crassus	Bivalvia	5
WBF 200	Pholoe minuta	Polychaeta	3	WBF 282	Unio pictorum	Bivalvia	4
WBF 201	Phyllodoce (Anaitides) maculata	Polychaeta	3	WBF 283	Unio tumidus	Bivalvia	5
WBF 202	Phyllodoce (Anaitides) mucosa	Polychaeta	3	WBF 284	Valvata cristata	Gastropoda	2
WBF 203	Physa fontinalis	Gastropoda	2	WBF 285	Valvata piscinalis	Gastropoda	2
WBF 204	Physella acuta	Gastropoda	1	WBF 286	Vejdovskyaella intermedia	Oligochaeta	1
WBF 205	Piscicola geometra	Hirudinea	1	WBF 287	Viviparus contectus	Gastropoda	3
WBF 206	Pisidium amnicum	Bivalvia	4	WBF 288	Viviparus viviparus	Gastropoda	4
WBF 207	Pisidium casertanum	Bivalvia	2	WBF 289	Amphipoda indet.	Crustacea	
WBF 208	Pisidium henslowanum	Bivalvia	3	WBF 290	Bathyporeia	Amphipoda	
WBF 209	Pisidium moitessierianum	Bivalvia	3	WBF 291	Bathyporeia juv.	Amphipoda	
WBF 210	Pisidium nitidum	Bivalvia	4	WBF 292	Chironomidae (Larve) indet.	Diptera	
WBF 211	Pisidium spp.	Bivalvia	1	WBF 293	Chironomidae (Puppe) indet.	Diptera	
WBF 212	Pisidium subtruncatum	Bivalvia	2	WBF 294	Cnidaria indet.	Coelenterata	
WBF 213	Pisidium supinum	Bivalvia	5	WBF 295	Coleoptera indet.	Insecta	
WBF 214	Pisone remota	Polychaeta	4	WBF 296	Corophium	Amphipoda	
WBF 215	Planorbis planorbis	Gastropoda	2	WBF 297	Corophium sp.	Amphipoda	
WBF 216	Plumatella emarginata	Bryozoa	2	WBF 298	Culicidae indet.	Diptera	
WBF 217	Plumatella fungosa	Bryozoa	2	WBF 299	Decapoda indet.	Crustacea	
WBF 218	Plumatella repens	Bryozoa	2	WBF 300	Diptera (Larve) indet.	Insecta	
WBF 219	Polydora (Boccardiella) ligerica	Polychaeta	5	WBF 301	Diptera (Puppe) indet.	Insecta	
WBF 220	Polydora (Polydora) caeca	Polychaeta	2	WBF 302	Eigelege indet.	Metazoa	
WBF 221	Polydora (Polydora) ciliata	Polychaeta	1	WBF 303	Enchytraeidae indet.	Oligochaeta	
WBF 222	Polydora (Polydora) cornuta	Polychaeta	1	WBF 304	Enchytraeus	Oligochaeta	
WBF 223	Polydora (Polydora) quadrilobata	Polychaeta	2	WBF 305	Ephemeroptera indet.	Insecta	
WBF 224	Polypedium bicrenatum	Diptera	2	WBF 306	Gammaridae indet.	Amphipoda	
WBF 225	Polypedium nubeculosum	Diptera	2	WBF 307	Gammarus	Amphipoda	
WBF 226	Potamopyrgus antipodarum (+ f. carinata)	Gastropoda	1	WBF 308	Gammarus juv.	Amphipoda	
WBF 227	Potamothenis bavaricus	Oligochaeta	3	WBF 309	Hydracarina indet.	Arachnida	
WBF 228	Potamothenis hammoniensis	Oligochaeta	3	WBF 310	Insecta indet.	Antennata	
WBF 229	Potamothenis heuscheri	Oligochaeta	3	WBF 311	Isopoda indet.	Crustacea	
WBF 230	Potamothenis moldaviensis	Oligochaeta	3	WBF 312	Kokon (Oligochaeta)	Annelida	
WBF 231	Potamothenis vejovskyi	Oligochaeta	2	WBF 313	Mysidacea indet.	Crustacea	
WBF 232	Potthastia longimanus	Diptera	2	WBF 314	Naididae indet.	Oligochaeta	
WBF 233	Praunus flexuosus	Mysidacea	3	WBF 315	Nais sp.	Oligochaeta	
WBF 234	Pristina longiseta	Oligochaeta	1	WBF 316	Nematoda indet.	Scolecida	
WBF 235	Procladius (Holotanyus)	Diptera	1	WBF 317	Nemertini indet.	Scolecida	
WBF 236	Prodiamesa olivacea	Diptera	2	WBF 318	Oligochaeta indet.	Annelida	
WBF 237	Propappus volki	Oligochaeta	4	WBF 319	Polychaeta indet.	Annelida	
WBF 238	Psammoryctides barbatus	Oligochaeta	2	WBF 320	Trichoptera indet.	Insecta	
WBF 239	Psectrocladius sordidellus/limbatellus	Diptera	1	WBF 321	Tubificidae indet.	Oligochaeta	
WBF 240	Pseudanodonta complanata	Bivalvia	5	WBF 322	Tubificidae juv.	Oligochaeta	
WBF 241	Pygospio elegans	Polychaeta	1	WBF 323	Tubificidae mit HB	Oligochaeta	
WBF 242	Radix auricularia	Gastropoda	2	WBF 324	Tubificidae ohne HB	Oligochaeta	

WBF 325	Turbellaria indet.	Scolecida	
---------	--------------------	-----------	--

Anhang-Tab. A.4: Rechenformel**1. AeTI****2. StdAbw AeTI****3. Gültigkeitskriterien****1.**

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

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

2.

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

3.1 & 3.2

$$\delta AeTI < 0,3$$

$$T_{\min} \geq (ECO_{\max} - ECO_{\min} + 1)^2$$

3.3 & 3.4

$$AV = \frac{100\% \cdot \sum_{i=1}^T (\sum_{k=1}^N A_{i,k})}{\sum_{j=1}^S (\sum_{k=1}^N A_{j,k})} > 50\% \quad \frac{\sum_m AnzECO_m}{M} < \frac{M \cdot \sum_m AnzECO_m^2 - \left(\sum_m AnzECO_m\right)^2}{M \cdot (M-1)}$$

zu 3.1.: Vorgabe einer maximal zulässigen Standardabweichung für PTI

zu 3.2.: Die geforderte minimale Anzahl der eingestufteten Taxa $T_{\min}$ wird aus der Anzahl der besetzten ECO-Klassen geschätzt

zu 3.3.: Das Abundanzverhältnis AV der eingestufteten zu allen Taxa muss größer als 50% sein

zu 3.4.: Abgelehnt wird eine gleich- bzw. zufällige Verteilung der Taxa in den ECO-Klassen

Anhang-Tab. A.5: Klassifizierung a. & b. ökol. Zustand und Potential

Tab. A.5.a: Zuordnung der AeTI-Werte in ökolog. Zustandsklassen

Klassifizierung	von	bis	ökologischer Zustand
Eco-Klasse I	1,00	1,90	sehr guter ökol. Zustd.
Eco-Klasse II	1,91	2,60	guter ökol. Zustd.
Eco-Klasse III	2,61	3,40	mäßiger ökol. Zustd.
Eco-Klasse IV	3,41	4,10	unbefriedigender ökol. Zustd.
Eco-Klasse V	4,11	5,00	schlechter ökol. Zustd.

Tab. A.5.b: Zuordnung der AeTI-Werte in ökolog. Potentialklassen

Klassifizierung	von	bis	ökologisches Potential
(höchste) Eco-Klasse = < II	< 1,90		gutes bzw. höchstes ökol. Potential
Eco-Klasse III	2,91	3,60	mäßiges ökol. Potential
Eco-Klasse IV	3,61	4,30	unbefriedigendes ökol. Pot.
Eco-Klasse V	4,31	5,00	schlechtes ökol. Potential

Anhang-Tab. A.7: Klassifizierung Mittlere Artenzahl (MAZ)

Klassifizierung	Subtyp 20-Tide	Subtyp 22.3 Marschengew.	Typ T 1 Übergangsgew.
Eco-Klasse I	> 32	> 30	> 27
Eco-Klasse II	25 < 32	22 < 30	19 < 27
Eco-Klasse III	13 < 25	11 < 22	9 < 19
Eco-Klasse IV	6 < 13	5 < 11	4 < 9
Eco-Klasse V	< 6	< 5	< 4

Anhang-Tab. A.8: Klassifizierung Artendiversität n. Fisher (ADF)

Klassifizierung	Subtyp 20-Tide	Subtyp 22.3 Marschengew.	Typ T 1 Übergangsgew.
Eco-Klasse I	> 7	> 7	> 7
Eco-Klasse II	5,8 < 7	5,5 < 7	5,2 < 7
Eco-Klasse III	3,8 < 5,8	3,5 < 5,5	3,2 < 5,2
Eco-Klasse IV	2 < 3,8	2 < 3,5	2 < 3,2
Eco-Klasse V	< 2	< 2	< 2

Anhang-Tab. A.6.a: QK Wirbellose Bodenfauna (MZB)

Index-Werte der Metriks

Legende:

AeTI= Ästuartypieindex

AV = Abundanzverhältnis indizierte zu nicht indizierte Arten

AZ = Artenzahl AeTI-eingestufte Arten

Querschnitte (Qs) Tideelbe 2005

Zs = QS Zollenspieker/Hoopte

Sh = QS Seemannshöft/Övelgönne

MüLo = QS Mühlenberger Loch/Blankenese

gesTZ = Gesamttaxazahl (indizierte Arten & nicht indizierte Taxa)

BATw = QS Twielenfleth/Fährmannssand

BöRü = QS Böschrücken/St. Margarethen

Be = QS Belum/Neufelder Sand

U-Raum = Untersuchungsraum in den Grenzen des Gewässertyps

QS/Gewässertyp	Zs	Sh	Subtyp 20-Tide (= Zs & Sh)			MüLo	BATw	Subtyp 22.3 (= MüLo & BATw)			BöRü	Be	Typ T 1 (= BöRü & Be)		
Bereich	Qs	Qs	U-Raum	Eulitoral	Sublitoral	Qs	Qs	U-Raum	Eulitoral	Sublitoral	Qs	Qs	U-Raum	Eulitoral	Sublitoral
AeTI	2,91	3,24	3,01	3,24	2,70	3,31	2,82	3,06	3,15	2,91	2,07	2,93	2,61	2,37	3,15
+/- s	0,15	0,17	0,13	0,12	0,21	0,13	0,18	0,13	0,13	0,21	0,26	0,20	0,19	0,23	0,19
>= MindestAZ	ja (5)	ja (4)	ja (5)	ja (5)	nein (5)	ja (4)	ja (5)	ja (5)	ja (5)	ja (4)	nein (5)	ja (5)	ja (5)	ja (5)	ja (4)
AV [%]	82	65	78	76	71	79	80	83	84	70	70	86	85	83	86
Eco-Klasse	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	II	III	III	II	III
ökol. Zustand	mäßig	mäßig	mäßig	mäßig	mäßig	mäßig	mäßig	mäßig	mäßig	mäßig	gut	mäßig	mäßig	gut	mäßig
AZ [abs]	45	24	54	48	22	38	36	55	53	21	19	37	45	33	25
gesTZ [abs]	55	37	69	63	31	48	45	66	63	30	27	43	53	40	29
mittl. Artenzahl (MAZ)	19,0	13,1	16,1	24,3	9,5	12,8	13,2	13,0	14,4	9,7	6,7	11,8	9,3	10,9	7,6
alpha-Diversität n. Fisher	3,85	1,76	4,18	4,40	1,90	3,32	3,27	4,30	4,89	1,69	1,84	3,31	3,86	2,94	2,48
+/- s	1,76	1,26	1,74	1,90	1,21	1,61	1,63	1,75	2,02	1,11	1,27	1,62	1,71	1,53	1,48
n Stichproben	9	9	18	8	10	13	13	26	14	12	12	12	24	12	12

Tab. A.6.b:

Anzahl der AeTI-eingestuften Arten pro Eco-Klasse

QS/Gew.Type	Zs	Sh	Subtyp 20-Tide (= Zs & Sh)			MüLo	BATw	Subtyp 22.3 (= MüLo & BATw)			BöRü	Be	Typ T 1 (= BöRü & Be)		
Eco-Klasse	Qs	Qs	U-Raum	Eulitoral	Sublitoral	Qs	Qs	U-Raum	Eulitoral	Sublitoral	Qs	Qs	U-Raum	Eulitoral	Sublitoral
I	2	0	2	1	1	0	1	1	1	0	3	2	3	3	0
II	2	2	2	2	2	3	5	5	4	4	3	6	8	4	4
III	12	5	12	12	4	7	8	11	11	4	5	11	14	9	8
IV	15	9	20	16	7	13	10	18	18	5	5	7	8	6	7
V	14	8	18	17	8	15	12	20	19	8	3	11	12	11	6

Anhang-Tab. A.9.: Auszug aus 'species-data_hypop'
Datenbank Autökologie_WBF

Wirbellose Bodenfauna

Arten des ästuarinen Bereichs (Raum Nordsee)

Bearbeitungsstand Ästuar-Typie-Index (AeTI)

21.02.2006

Eco-Einstufung und ökologische Merkmale ("traits"):

Eco-Wert-Einstufung

1 gering
2
3
4
5 hoch

z. B. Generalist, Ubiquist, Opportunist
euryöke Arten
noch euryök, aber Anstieg der Indikation
weitgehend stenöke Indikatorarten
Charakterart, z. B. stenökes Sensibelchen

Gewässertyp

20-T sandgeprägter Strom d. Tieflands/Tide
22.3 Marschengewässer/Tide/gr. Strom
T 1 (Tide-)Übergangsgewässer

Hali-Zahl (Halinitätszahl)

1 Süßwasserart
2 Süßwasserart, toleriert Salz
3 euryhalin-limnische Art
4 Brackwasserart i. w. S.
5 genuine Brackwasserart (gB)
6 euryhalin-marine Art
7 holeuryhaline Art (indiff.)
0 unbekannt

Strö-Zahl (Strömungszahl)

1 limnobionte Art
2 limnophile Art
3 limno-/rheophile Art
4 rheo-/limnophile Art
5 rheophile Art
6 rheobionte Art
7 indifferent
0 unbekannt

Ident. Nrs.		lfd. Nrs.	Einstufung	Gewässertyp			Masterfaktor		Zusatz		Faunenspektrum		Präferenz für biozönotische Regionen:					
ID-Art (AQEM)	DV-Nr.			Eco-Wert	Typ 20	Typ 22	Typ T 1	Hali-Zahl	Strö-Zahl	RLA D	Neo-zoon	Spezies oder Genus	System	Eukrenal zeu	Hypokrenal zhy	Epirhithral zer	Metarhithral zmr	Hyporhithral zhr
		WBF_043	5			+	5	7			<i>Alkmaria romijni</i>	Polychaeta						
		WBF_045	1			+	6	7			<i>Capitella capitata</i>	Polychaeta						
		WBF_046	3			+	6	7			<i>Eteone longa</i>	Polychaeta						
		WBF_048	1			+	6	7			<i>Heteromastus filiformis</i>	Polychaeta						
		WBF_073	4		+	+	5	7			<i>Aktedrilus monospermathecus</i>	Oligochaeta						
4291	5819	WBF_074	3	+	+		3	3			<i>Amphichaeta leydigii</i>	Oligochaeta						
14929		WBF_075	5		+	+	5	3			<i>Amphichaeta sannio</i>	Oligochaeta						
4377	1356	WBF_076	2	+	+		2	3			<i>Aulodrilus pluriseta</i>	Oligochaeta				1	2	
10885		WBF_179	4	+	+	+	4	2			<i>Chironomus aprilius</i>	Diptera						
4658	389	WBF_180	1	+	+	+	2	7			<i>Chironomus plumosus</i> agg.	Diptera						
8043		WBF_181	5		+	+	5	2			<i>Chironomus salinarius</i>	Diptera						
	20176	WBF_185	3	+	+	+	2	7			<i>Cricotopus sylvestris</i> - Gruppe	Diptera					1	

RLA D (Rote-Liste-Art Deutschland)

- 0 Ausgestorben oder verschollen
- 1 Vom Aussterben bedroht
- 2 Stark gefährdet
- 3 Gefährdet
- V Vorwarnliste (potentiell gefährdet)

[illegible]

[illegible]

		Lebensformtyp										Lebensdauer (Alter):		Anzahl Generationen / Jahr:			r- / K-Strategie und/oder Opportunismus:	
(semi)sessil	andere	Plankton	Benthos	Plankton / Be	epiphytisch /	Interstitial	Nekton	Neuston	Pleuston	Parasit	amphibisch /	< = 1 Jahr	> 1 Jahr	< 1	1	> 1	r-Strategie	K-Strategie
lse	lot																Opportunist	
10			+										+			+	+	
5			+										+			+	+	
			+										+			+		
3			+										+			+	+	
			+			+					+		+			+	+	
			+									+				+	+	
			+			+							+			+	+	
5			+									+				+	+	
5			+									+				+	+	
5			+									+				+	+	
5			+									+				+	+	

nein/aber: nein, aber regelmäßig vorkommend
ja/aber: ja, aber eingeschränkt

ja, aber: etabliert; Ökologie bekannt

Einstufung der Arten; Kriterienkatalog							
fluss-/ästuar- typisch	Basisein- stufung	Stenökie; Lebens- zyklus; Reprodu- ktion; k-Strat.; spez. Habitat; RLA 0-2	Limnophilie; euryöke Art	Generalist bzw. Ubiquist (+ r- Strat/Opportunist)	Neozoon; noch nicht etabliert	Einstufung: Ökoklasse	Einstufung: Eco-Wert
BEMERKUNGEN/Zusatzkriterien							
Ja	II	ja/-1 (gB)	nein	nein	nein	I	5 gB!!
Ja/aber	II	n	ja/+1	ja/+1	n	V*)	1 *) = abgestuft, da "enrichment" Opportunist!!! präsent bei organ. Verschmutzung & O2-Mangel, t
Ja/aber	II	n	n	n	n	III	3 da nur bis mesohalin; Räuber
Ja/aber	II	n	ja/+1	ja/+1	n	V*)	1 *)= abgestuft, da "genereller" Opportunist
ja	II	ja/-1	n	n	n	II	4 euryhalin-marin; generelle BWA
nein/aber	III	n	n	n	n	III	3
ja	II	ja/-1	n	n	n	I	5 gB!!
nein/aber	III	n	ja/+1	n	n	IV	2
ja/aber	II	ja/aber (i. Vgl n		n	n	II	4 vorwiegend bei leichtem Brackwassereinfluss
nein/aber	III	n	ja/+1	ja/+1	n	V	1 Gewässerubiquist
ja	II	ja/-1	n	n	n	I	5 gB!!
nein/aber	III	n	n	n	n	III	3 ??

toleriert H₂S; bis oligohalin