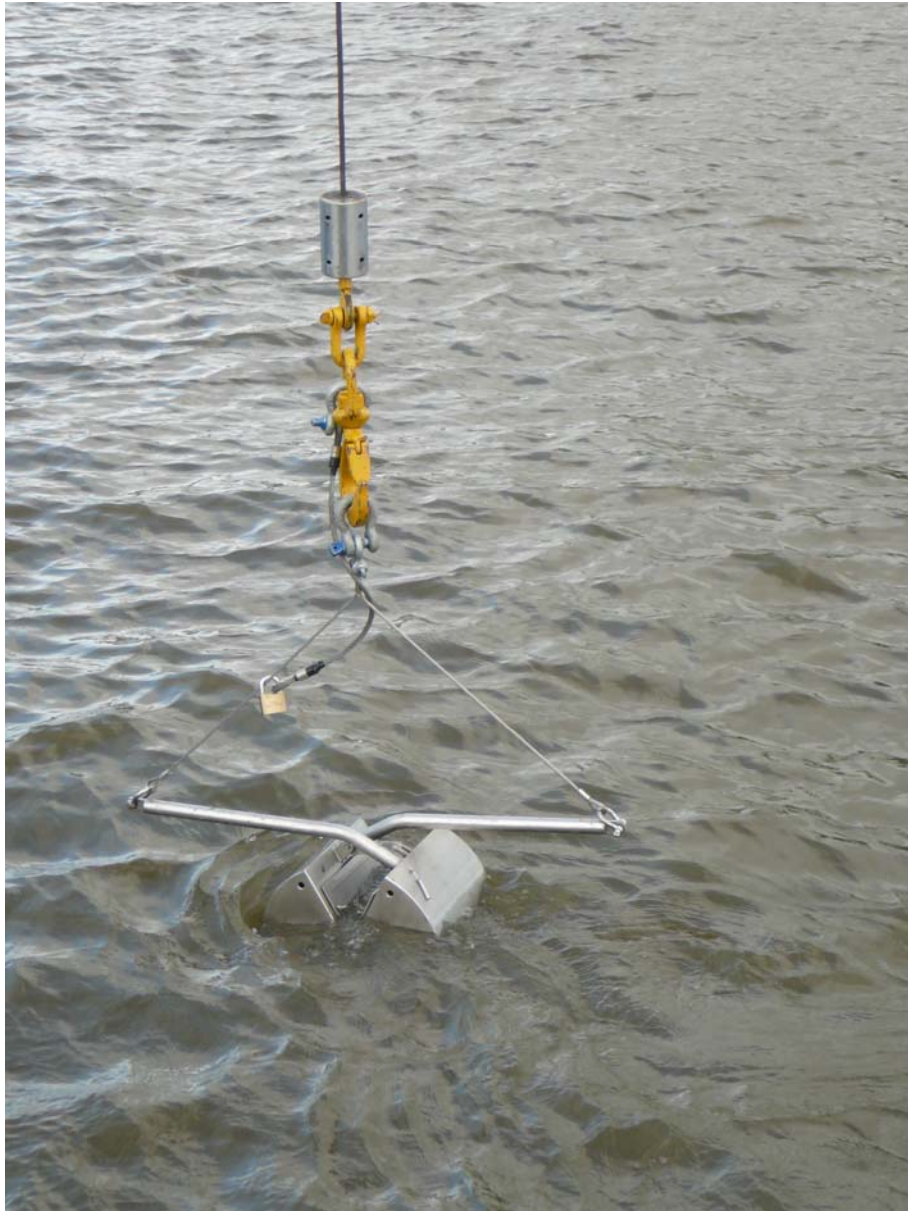


Vorgezogene, überblicksweise Überwachung der Tideelbe. – Durchführung der Untersuchung und Bewertung der Oberflächenwasserkörper des Tideelbestroms (QK benthische wirbellose Fauna)

Verifikation und Praxistest des Ästuartypie-Verfahrens anhand aktueller Daten der benthischen wirbellosen Fauna im Untersuchungsraum Tideelbe (2006)



**Auftraggeber
Sonderaufgabenbereich Tideelbe der ARGE ELBE
Wassergütestelle Elbe
Februar 2007**

Auftraggeber: **Sonderaufgabenbereich Tideelbe der ARGE ELBE
Wassergütestelle Elbe**

Neßdeich 120 - 121
21129 HAMBURG

Titel: **Vorgezogene, überblicksweise Überwachung der
Tideelbe. - Durchführung der Untersuchung und
Bewertung der Oberflächenwasserkörper des Tide-
elbestroms (QK benthische wirbellose Fauna)**

Verifikation und Praxistest des Ästuartypie-Verfahrens anhand
aktueller Daten der benthischen wirbellosen Fauna im Untersu-
chungsraum Tideelbe (2006)

Abgestimmte Endfassung (Vers. III/02.07)
(Entwurfassung Vers. III/01.07 vom 31.01.2007)

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 Anja Jacobi

Inhalt: 41 Seiten + CD-ROM (Anhang)

Datum: 18. Februar 2007

Foto Deckblatt

Van-Veen-Bodengreifer (Standardequipment): Oberfläche 0,1 m², 14 l Volumen, 15 cm
Grabtiefe; 50 kg Leergewicht, hier mit Kranhakensicherung

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 des Ästuartypie-Verfahrens (= AeTV)	13
3.2.1	Der Aestuar-Typie-Index (AeTI)	13
3.2.2	Die Mittlere Artenzahl	15
3.2.3	Die Artendiversität nach FISHER	16
4	Ergebnisse und Diskussion	17
4.1	Fließgewässertyp 20-TEL (OWK Elbe Ost und OWK Hafen)	17
4.2	Fließgewässersubtyp 22.3-TEL (OWK Elbe West)	21
4.3	Fließgewässertyp T 1 (OWK Elbe Übergangsgewässer)	26
4.4	Zusammenfassende Bewertung Elbeästuar	31
5	Monitoring	31
6	Zusammenfassung	36
7	Literatur	38

tabellarischer **ANHANG** auf CD-ROM

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 (2005/2006) ausgewählten Querprofile für die QK benthische Wirbellosenfauna mit Darstellung der Halinitätszonen	7
Abb. 2a	Hypothetischer Querschnitt Unterelbe vom Süd- zum Nordufer mit 8 Probestelle auf dem Profil	7
Abb. 2b	Querschnitt bei TEL-Strom-km 703 (stromaufwärts Oste-Mündung/Neufelder Sand)	8
Abb. 3	Probenahme-Design und Probenbearbeitung (Schema)	11
Abb. 4	Ableitung Abundanzwert zu Abundanzziffer A_i , wobei uS = untere und oS = obere Schranke	12
Abb. 5	Ableitung AeTI-Wert und ökologische Zustandsklasse, wobei uGW = unterer und oGW = oberer Grenzwert der Klasse	15
Abb. 6	Ableitung ADF-Indizes (lineare Funktion) zu Klassen (analog ökol. Zustandsklasse)	16
Abb. 7	Querschnitte QS 6& 5 (FGW-Typ 20-TEL) bei Hoopte/Zollenspieker und bei Seemannshöft	18
Abb. 8	Anzahl der indizierten Arten und deren Dominanzwerte pro Eco-Klasse, hier Tideelbe Typ 20-TEL	18
Abb. 9	Querschnitte QS 4& 3 (FGW-Typ 22.3-TEL); links Mühlenberger Loch und rechts bei Fährmannsand	22
Abb. 10	Anzahl der indizierten Arten und deren Dominanzwerte pro Eco-Klasse, hier Tideelbe Typ 22.3-TEL	23
Abb. 11	Querschnitte QS 2 & 1 [FGW-Typ T 1]; links Unterelbe bei St. Margarethen, hier Südreede Tonne 5 rechts Südufer auf Höhe Leuchtfeuer Belum	26
Abb. 12	Anzahl der indizierten Arten und deren Dominanzwerte pro Eco-Klasse, hier FGW-Typ T 1	28
Abb. 13	Vorl. Bewertung der QK benthische wirbellose Fauna gem. WRRL in der Tideelbe 2006	34
Abb. 14	Vorl. Bewertung der QK benthische wirbellose Fauna gem. WRRL in der Tideelbe 2005	35

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	Zahl der Probeneinheiten PE (= 4 Einzelproben) auf den sechs Querschnitten (2006). Lokale Probenanzahl abhängig von Relation Größe Watt (Eulitoral) zu Fahrwasser/Fahrinne (Sublitoral)	8
Tab. 2	Konvertierung der Individuenzahlen [Ind./m ²] in Abundanzziffern $FibA_i$ (Fibonacci-Zahlenfolge)	12
Tab. 3	Zuordnung der AeTI-Werte in ökologische Zustandsklassen	14
Tab. 4	Zuordnung der ADF-Indizes (Näherungswerte) in Größenklassen (analog ökologische Zustandsklassen)	16
Tab. 5	Zusammenstellung der Bewertungsparameter und Einstufung in ökologische Zustandsklasse FGW-Typ 20-TEL	18
Tab. 6	Zusammenstellung der Bewertungsparameter für OWK Elbe (Ost) & Hafen	20
Tab. 7	Interannueller Vergleich 2005 vs. 2006 für OWK Elbe (Ost) & Hafen(Zollenspieker & Seemannshöft) sowie FGW-Typ 20-TEL	21
Tab. 8	Zusammenstellung der Bewertungsparameter und Einstufung in ökologische Zustandsklasse FGW-Typ 22.3-TEL	23
Tab. 9	Interannueller Vergleich 2005 vs. 2006 für OWK Elbe (West) bzw. FGW-Typ 22.3-TEL sowie Einzelprofile Mühlenberger Loch und BA Twielenfleth/Fährmannsand	25
Tab. 10	Zusammenstellung der Bewertungsparameter und Einstufung in ökologische Zustandsklasse FGW-Typ T 1 bzw. OWK Elbe (Übergangsgewässer)	27
Tab. 11	Interannueller Vergleich 2005 vs. 2006 für OWK Elbe (Übergangsgewässer) bzw. FGW-Typ 1	30
Tab. 12	QK benthische wirbellose Fauna 2006 - Datensynopsis	32
Tab. 13	QK benthische wirbellose Fauna 2005 - Datensynopsis	33
Tab. A.1–A.5 Anhangtabellen auf CD-ROM		

Vorgezogene, überblicksweise Überwachung der Tideelbe. – Durchführung der Untersuchung und Bewertung der Oberflächenwasserkörper des Tideelbestroms (QK benthische wirbellose Fauna).

Verifikation und Praxistest des Ästuartypie-Verfahrens anhand aktueller Daten der benthischen wirbellosen Fauna im Untersuchungsraum Tideelbe (2006)

1 Einleitung

Für die Qualitätskomponente „benthische wirbellose Fauna“ (i.w. QK_BWF) existierte bislang keine offiziell anerkannte Methode zur Bewertung des ökologischen Zustands von Ästuarien bzw. Übergangsgewässern gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie (i.w. EG-WRRL). Das für kleine und mittlere (gezeitenlose) Fließgewässer konzipierte Methodenhandbuch (MEIER et al. 2006) sowie das multimetrische Bewertungsverfahren PERLODES und die zugehörige Software ASTERICS (AQEM/STAR 2006) sind auf einen Gezeitenstrom nicht übertragbar. Das (Elbe-)Ästuar erfordert aufgrund seiner Tidedynamik, seiner Hydromorphologie und seiner historischen Entwicklung als Seeschiffahrtsstraße ein eigenständiges Verfahren - sowohl hinsichtlich der Probenahme als auch der ökologischen Bewertung.

Im Auftrag der „Tideelbe-Anrainer“ Hamburg, Niedersachsen und Schleswig-Holstein (Koordinierungsraum Tideelbe, i.w. KOR TEL), vertreten durch die FH Hamburg/Wassergütestelle Elbe, wurde kurzfristig eine diesbezügliche Methode für die QK_BWF konzipiert: Der Ästuar-Typie-Index nach KRIEG (2005). 2005 wurde der monokausale Ansatz zum multimetrischen Ästuar-typie-Verfahren ausgebaut und anhand lokaler, aktueller Datensätze getestet (KRIEG 2006). Am theoretischen Ansatz des AeTI hat sich durch die vorgenommene Modifikation nichts geändert.

2 Problemstellung und Zielsetzung

Der erste Baustein zur Bewertung der Tideelbe, der Ästuar-Typie-Index (i.w. AeTI), entstand auf der Basis des (qualitativen) Potamon-Typie-Indexes (SCHÖLL & HAYBACH 2001) und dessen Erweiterung, dem Potamontypieverfahren (SCHÖLL, HAYBACH & KÖNIG 2005), eine Methode zur biologischen Bewertung ausgebauter, großer Flüsse und Ströme - insbesondere von 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. Zentrale Richtschnur der Modifikation des PTI hin zum AeTI war der Artenkatalog und die Indizierung gewässerspezifischer Arten im Hinblick auf die Typspezifität des (Elbe-)Ästuars. Bis zum jetzigen Zeitpunkt wurden 288 ästuar- und flusstypische Arten auf ihre Eignung geprüft, indiziert und eine „interne Modellreferenz“ für die Bewertung des ökologischen „Zustands“ der Tideelbe ausgewiesen (vgl. KRIEG 2006). Die Modellreferenz wird durch die Summe jener stenöken, typspezifischen Arten beschrieben, die mit einem Eco-Wert 4 und 5 indiziert sind (vgl. auch Anhang Tab. A.3); kurzum, eine Biozönose, deren Charakteristikum ästuartypische Fließgewässerarten sind. Das Faunenspektrum beinhaltet sowohl tatsächliche als auch potentielle und (lokal) ausgestorbene Arten. Der Katalog ist das Resultat intensiver Auswertungen historischer, wie zeitgenössischer Arbeiten zur räumlichen Verbreitung benthischer Wirbelloser in der Tideelbe. Außerdem wurde die Aufstellung durch die Ergebnisse der „Beweissicherung zur Fahrrinnenanpassung der Unterelbe an die Containerschiffahrt“ (BIOCONSULT 2002-2005) und Faunendaten aus den tideoffenen, anthropogen

überformten Marschen- und Übergangsgewässern Schleswig-Holsteins (HAGGE et al. 2003) aktualisiert.

Ziel der diesjährigen Untersuchung war die Erprobung der erweiterten Methodik, des Ästuar-typie-Verfahrens für die Tideelbe. Das Grundmodul, der AeTI, wurde, wie eingangs erwähnt, durch zwei Metrizen ergänzt: Die Schätzung der Biodiversität anhand der „Mittleren Artenzahl“ und die Berechnung der „Alpha-Diversität“ nach FISHER et al. (1943). Der Praxistest, der im Rahmen der Beauftragung 2005 und 2006 erfolgte, sollte außer der Überprüfung der Bewertungsmethodik und deren Anwendbarkeit auf alle drei Gewässertypen des Elbeästuars, auch die Optimierung der Probenahme, der Materialbearbeitung und des zukünftigen Monitorings berücksichtigen. Außerdem muss sicher gestellt sein, dass das Verfahren den Anforderungen der EG-WRRL Rechnung trägt.

3 Methode

3.1 Probenahmestrategie und Design

3.1.1 Untersuchungsgebiet und Lage, Anzahl der Probestellen

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

Das 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 see- wie flussaufwärtige 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 letztendlich 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.

Im Rahmen der (vorgezogenen) überblicksweisen Überwachung 2006 wurden die Querschnitte der Vorjahresuntersuchung hinsichtlich ihrer zoobenthischen Besiedlung erneut untersucht. Anzahl und Position der Profile blieben unverändert (Abb. 1); ihre Lage im Strom ergab sich einerseits aus dem Salzgradienten (mixohaline versus Süßwasser-Zone) und andererseits aus den drei Gewässertypen Tideelbe bzw. deren Oberflächenwasserkörpern.

Die Anzahl der Stationen (Probestellen) pro Querschnitt bzw. Gewässertyp wurde gegenüber 2005 um fast 50% verringert. Primär aufgrund der bereitgestellten Mittel, sekundär zur Klärung der Frage, ob auch ein reduzierter Datensatz zu repräsentativen Ergebnissen führt. 2005 adierte sich das Gesamtkollektiv noch auf 70 Stationen (= Probeneinheiten) mit 280 Einzelproben; 2006 dagegen 36 Stationen und 144 Einzelproben.

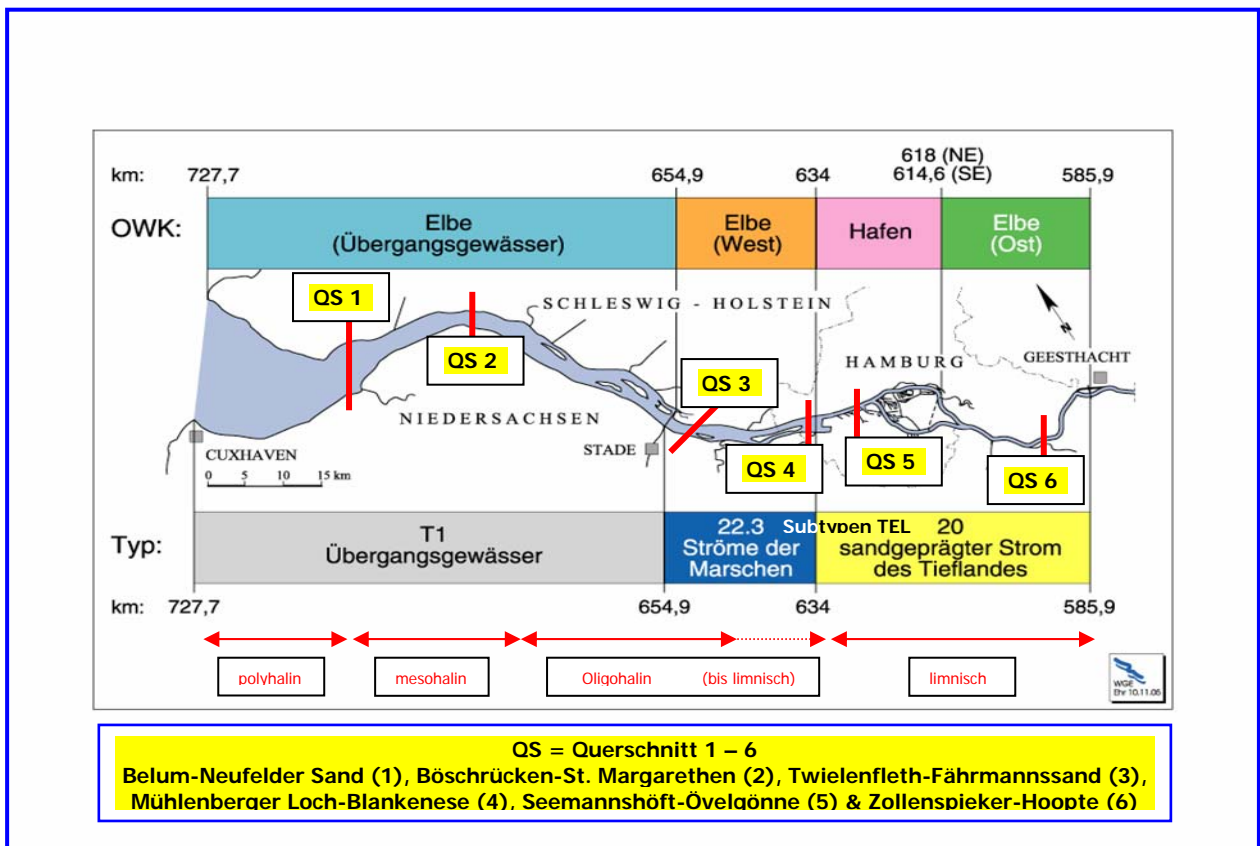


Abb. 1: Bearbeitungsgebiet Tideelbe und Lage der sechs für das vorl. Monitoring 2005 & 2006 ausgewählten Querprofile für die QK benthische wirbellosen Fauna mit Darstellung der Halinitätszonen (UVU-MATERIALBAND VII 1997), Kilometrierung, Oberflächenwasserkörper (OWK) und Fließgewässertypen (nach ARGE ELBE 2005, verändert)

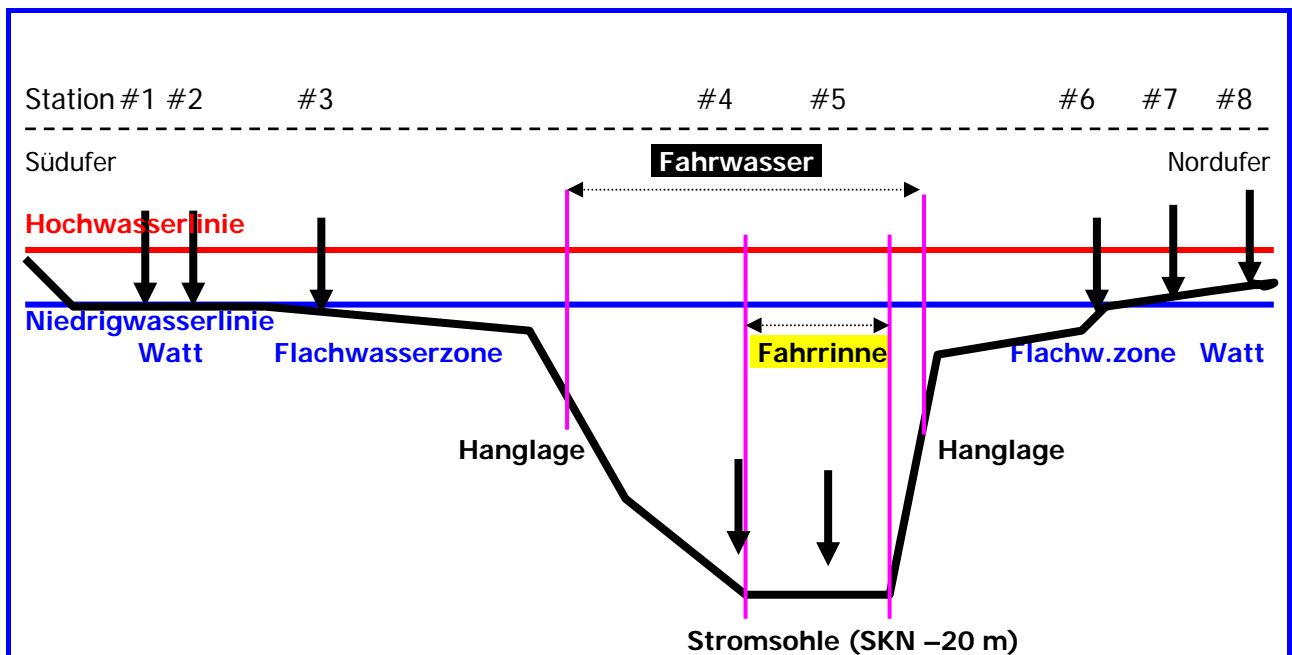
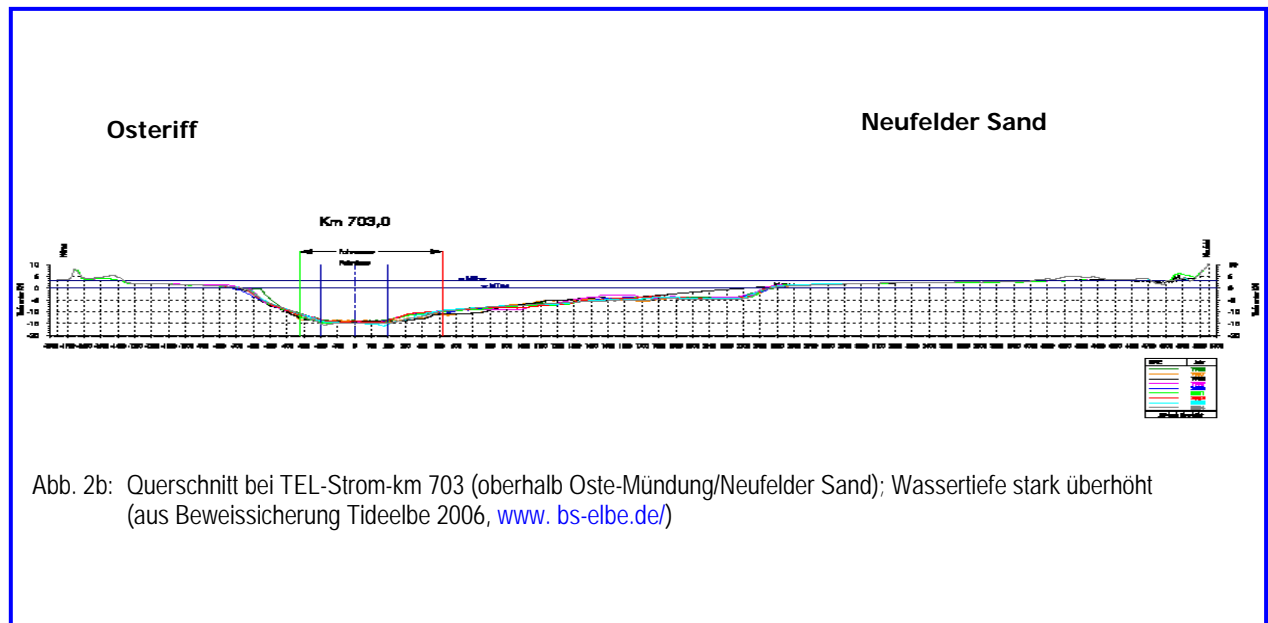


Abb. 2a: Hypothetischer Querschnitt Unterelbe vom Süd- zum Nordufer mit 8 Probestelle auf dem Profil (nicht maßstabsgetreu, Wassertiefe stark überhöht dargestellt; SKN = Seekarten-Null)

Entsprechend der Flussbreite (rd. 250 m bis > 7.000 m) wurden vier bis max. acht Stationen auf einen Querschnitt gelegt, wobei „hochwertige“ und „geringwertige“ Biotop, 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. 2a).



Entsprechend der Flächenproportion Eu- vs. Sublitoral wurden die Stationen analog über das Profil verteilt. Eine bessere Vorstellung der Ausmaße Eu- und Sublitoral gibt trotz Überhöhung die Abb. 2b. für den „Trichter-Bereich“ der Tideelbe (Strom-km 703). Bei Strom-km 706-708 (Abb.1: QS 1) schiebt sich der Neufelder Sand noch sehr viel weiter nach Süden zur Fahrrinne, so dass das nördliche Watt, das Eulitoral im wesentlichen den Fluss-Querschnitt bestimmt. Dementsprechend wurden sechs Stationen auf den nördlichen und südlichen Wattflächen positioniert, und nur zwei Probeneinheiten entstammen dem Sublitoral der Fahrrinne. In gleicher Weise wurde auf dem QS 2 (Böschrücken/St. Margarethen: Strom-km 690) vorgegangen: Fünf Stationen auf dem Böschrücken und nördlichen Wattstreifen und zwei Probeneinheiten wiederum aus dem Sohlsubstrat der Fahrrinne. Insgesamt wurden also für den Gewässertyp T 1 bzw. Oberflächenwasserkörper Elbe (Übergangsgewässer) 15 Probeneinheiten (= PE) gezogen: 11 PE aus den lagestabilen Watten und 4 PE aus dem Geschiebmaterial der Fahrrinne. Im Großen und Ganzen entspricht die Probenzahl Eulitoral vs. Sublitoral den Flächenanteilen im Trichterbereich, der nun mal durch flächige Watten und Sande dominiert wird. Diesen Grundsätzen wurde auch weiterhin stromaufwärts gefolgt (Tab. 1).

Tab. 1: Zahl der Probeneinheiten PE (= 4 Einzelproben) auf den sechs Querschnitten (2006). Lokale Probenanzahl abhängig von Relation Größe Watt (Eulitoral) zu Fahrwasser/Fahrrinne (Sublitoral)

Flusstyp	Oberflächenwasserkörper (OWK)	Querschnitt QS	PE Eulitoral	PE Sublitoral	PE insgesamt
T 1	OWK Elbe (Übergangsgewässer)	QS 1: Strom-km 708-706	6	2	15
		QS 2: Strom-km 690	5	2	
22.3-TEL	OWK Elbe (West)	QS 3: Strom-km 652-647	4	2	12
		QS 4: Strom-km 635	5	1	
20-TEL	OWK Hafen	QS 5: Strom-km 629	0	4	9
	OWK Elbe (Ost)	QS 6: Strom-km 599,5	2	3	

Als problematisch erweist sich die Anzahl der Stationen bzw. PE für Gewässertyp 20-TEL, wenn der einzelne OWK zugrunde gelegt wird. Gemäß SCHÖLL et al. (2005) sind aus statistisch/rechnerischen Gründen acht Stationen/Proben bzw. PE pro OWK das absolute Minimum; je nach räumlicher Ausdehnung des OWK ist die Probenzahl nach oben zu erweitern. Unter den aktuellen Voraussetzungen lässt sich für den Gewässertyp 20-TEL eine repräsentative Bewertung durchaus erstellen, für den jeweiligen Oberflächenwasserkörper aus methodischen Gründen allerdings nicht. Daher die naheliegende Forderung, in Zukunft im Bereich limnische Tideelbe pro Wasserkörper je 8 Stationen zu beproben. Für den entsprechend großen Gewässertyp T 1 sollte dann auch gleich auf 2 x 8 PE erhöht werden, so dass in Zukunft insgesamt 44 PE die Basis der Bewertung bilden.

In diesem Zusammenhang ergibt sich die nächste Frage von selbst: Ob nicht auch die Anzahl der Parallelen gleichzeitig erhöht werden sollte? In Anbetracht der extremen klein- bis großskaligen räumlichen Patchiness der benthischen Besiedlung eine berechtigte Überlegung. Der statistische Mittelwert als solcher wird dadurch wesentlich belastbarer und das Ergebnis, die ökologische Bewertung, zwangsläufig ebenso.

Im Rahmen des Prämonitorings 2005 und der vorgezogenen, überblicksweisen Überwachung 2006 bildeten ein VV-Standardgreifervolumen und drei Stechrohrinhalte die untere Basis der Datenerhebung und ökologischen Bewertung. Machen wir uns nichts vor, die minimalistische Besetzung des Probenkollektivs hatte alles andere als biologische Gründe. Künftig sollte die Zahl der Parallelen erhöht werden. Eine gute Variante wären 3 VV-Standardgreiferinhalte und 3 x 2 Stechrohrproben, also PE = 9 Parallelproben, um die hohe, allerdings natürliche Variabilität der Parameter im Ästuar mit einem höherem N zumindest abzuschwächen – jedoch zu relativ hohen Kosten. Ein tragfähiger Kompromiss, statistisch und ökologisch, wie auch ökonomisch, wären 2 VV-Standardgreiferinhalte und 2 x 2 Stechrohrproben, also die PE = 6 Einzelproben.

3.1.2 Substratwahl

In der aktuellen wie zurückliegenden Kampagne wurden ausschließlich Weichsubstrate beprobt (anstehende Sedimenttypen von Schlick über Sand bis Grobkies). Näheres zur Entscheidung der Weichsubstratbeprobung vgl. Vorjahresbericht (KRIEG 2006).

Die gutachterliche Empfehlung, die Hartsubstrate (randständige Schüttsteinböschungen und Stacks) exemplarisch in Zukunft mitzubeprobieren, steht immer noch unerfüllt „im Raum“. Zur Erinnerung: Dieser Substrattyp entspricht der „21. Probe (< 5%-Anteil) gemäß Verfahren AQEM/STAR“ und kann für die wahrscheinliche Bewertung des ökologischen „Potentials“ der Tideelbe als „heavily modified waterbody“ **notwendig** werden.

3.1.3 Untersuchungshäufigkeit

Prinzipiell sind für ein Ästuar zwei saisonale Beprobungen empfehlenswert: im Frühjahr (März/April) und Ende August/Anfang September. Während des Frühjahrs ist die (eu-)dominante FE (= Fauneneinheit) Oligochaeta am arten- und individuenreichsten ausgeprägt, und Ende Sommer/Richtung Herbst sind die Populationen der FE Mollusca, Polychaeta, und Malacostraca repräsentativ. Der bisher praktizierte Mittelweg konzentrierte sich auf die Monate Juni bis August. Im Juni sind die Oligochäten, mit Einschränkung der Naididae, noch divers und individuenstark präsent, und die vorgenannten FE sind entsprechend ihrer Reproduktionsperiodizität bereits abundant und ab August relativ gut strukturiert. Mit anderen Worten: Die seewärts liegenden QS 1 & 2 sollten ab Mitte August und die QS 3 – 6 im Juni beprobt werden.

Diese zeitliche Verschiebung ist machbar, da die „Offene Taxaliste“ sich gegenüber saisonalen Effekten sehr robust verhält. Die große Zahl der Eco-indizierten Spezies (n = 288) stellt sicher, dass zu allen Jahreszeiten eine ausreichende Artenzahl in allen Eco-Klassen verfügbar ist.

3.1.4 Entnahmetechnik

Große Ströme und Ästuare bedürfen, wie eingangs bereits betont, einer eigenständigen Probenahme-strategie und -technik. Die Gründe sind naheliegend: v.a. Tidehub, Gewässertiefe und –breite, Trübung, Strömungsgeschwindigkeit.

In der nachfolgenden Abb. 3 ist das Design der Probenahme und -behandlung zusammenfassend dargestellt. Näheres zur Entnahmetechnik und sofortigen Probenaufarbeitung vgl. Vorjahresbericht (KRIEG 2006).

3.1.5 Probenbearbeitung

Die Aufarbeitung der konservierten Proben erfolgt ausschließlich im Labor. Die Bearbeitungsschritte wurden im Vorjahresbericht ausführlich dargestellt (KRIEG 2006) und sind im Bedarfsfall dort nachzuschlagen. Methodisch waren keine Verbesserungen notwendig, die standardisierten Verfahren werden unverändert praktiziert.

3.1.6 Datenauswertung

Die Zählergebnisse der VV-Greifer- und Stechrohrproben können aufgrund des bekannten Flächenbezugs problemlos auf das Standardmaß Quadratmeter hochgerechnet werden [Ind./m²]. Die Abundanzwerte der einzelnen Stechrohrproben mit 15,9 cm² OF wurden gemittelt (n = 3) und auf 1 m² Oberfläche hochgerechnet. Die Individuenzahlen der VV-Greiferprobe mit 0,1 m² Oberfläche wurde ebenfalls der standardisierten Oberfläche angepasst.

Für die Berechnung des **AeTI** ist die Eingabe als Abundanzziffern A_i (syn. Schätzhäufigkeit) erforderlich (SCHÖLL et al. 2005). D. h., die Abundanz, die absoluten Individuenzahlen müssen konvertiert werden. Statt der linearen Abstufung für A_i von 1, 2, 3, 4, 5, 6 bis 7 gem. DIN 38410 wurde der Fibonacci-Folge der Vorzug gegeben. Das ist eine Zahlenfolge für die die Rekursionsformel

$F_{n+1} = F_n + F_{n-1}$ mit $F_0 = 0, F_1 = 1$ gilt; daraus ergibt sich die Zahlenfolge

(0), 1, **1, 2, 3, 5, 8, 13, 21**, 34, 55, 89, 144, 233 usw.

weil:

(1=1+0), (2=1+1), 3=2+1, 5=3+2, 8=5+3, 13=8+5, 21=13+8 usw.

Die Fibonacci-Zahlenreihe definiert ein festes, wiederkehrendes Maß, dass in allen Bereichen des Lebens, der Natur zu finden ist. Bspw. spielt sie eine Rolle in biologischen Verzweigungsprozessen, in der Blumensamen- bzw. deren Spiralanordnung, aber auch in der Populationsbiologie - hier sei nur an die berühmte Kaninchen-Aufgabe erinnert¹. Mit anderen Worten: Die Folge findet sich in der Natur wieder und ist zur Erfassung natürlicher Prozesse vorbehaltlos geeignet, außerdem findet zwischen den Abundanzziffern auf dieser Basis eine deutliche Wichtung statt, während die nach DIN zu wünschen übrig lässt.

Die Konvertierung der Individuenzahlen [Ind./m²] in die Schätzstufen A_i folgt genauso wenig der DIN 38410, wie die Reihung der Abundanzziffern. Die Wohndichten der Annelidenfauna sind um ein Vielfaches höher als die in der DIN genannten Größen. Unter Zugrundelegung der Stechrohroberfläche ergibt 1 Individuum hochgerechnet 211 Ind./m², mit Bezug auf die VV-Greiferoberfläche gleich 10 Ind./m². In der DIN-Klassifikation entsprechen 1 bis max. 3 Ind./m²

¹ Leonardo von Pisa, auch Fibonacci (Sohn des Bonacci) genannt (1202): **Liber abaci**. - Hier: Ein Kaninchenpaar wirft vom zweiten Monat an ein junges Paar und in jedem Monat ein weiteres Paar. Die Nachkommen verhalten sich ebenso. Die Populationsentwicklung lässt sich mit der o.g. Rekursionsformel berechnen.

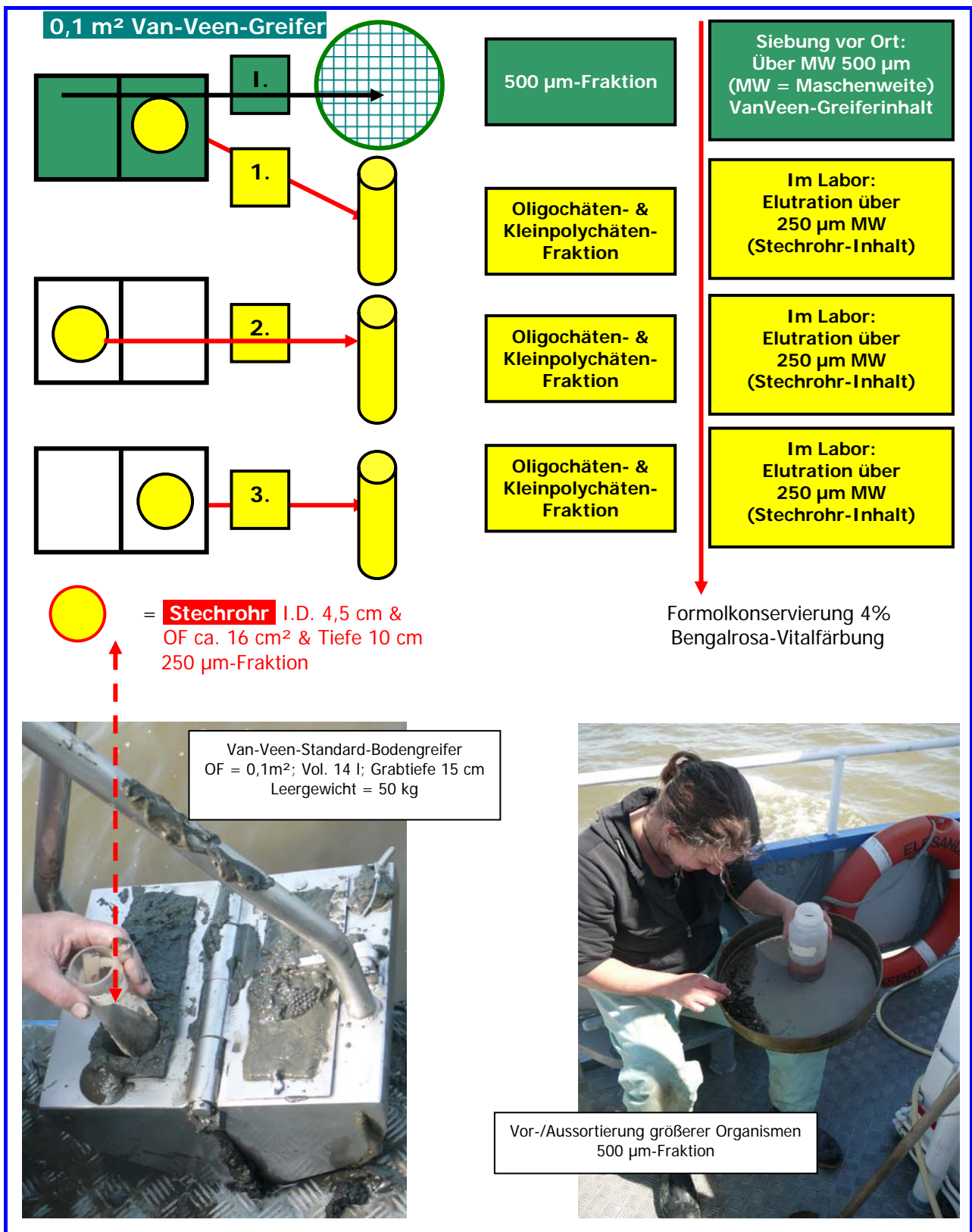


Abb. 3: Probenahme-Design (Schema) und einzelne Entnahme-/Bearbeitungsschritte an Bord

der Abundanzziffer $A_i = 1$ (syn. Einzelfund). Es gilt also eine Verteilungsform zu finden, die den hohen Individuendichten der Annelida angepasst ist. Die Umrechnung von Abundanzwert zu Abundanzziffer A_i wurde mittels einer exponentiellen Gleichung gelöst (s. Abb. 4). Als Grundlage dienen empirische Abundanzwerte $_{ANNELIDA}$ aus zeitgenössischen Untersuchungen der Tideelbe.

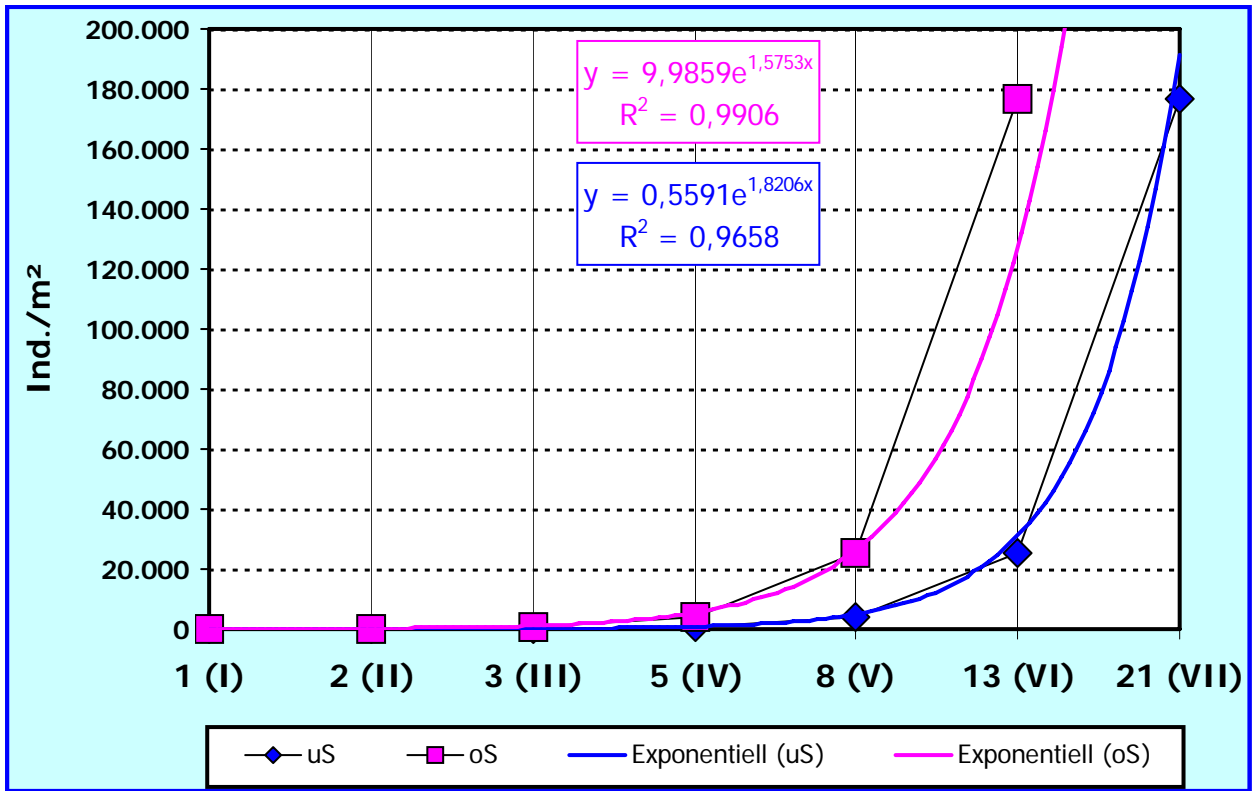


Abb. 4: Ableitung Abundanzwert zu Abundanzziffer A_i , wobei uS = untere und oS = obere Schranke

Aus der Zahlenreihe $\langle uS \rangle$ und $\langle oS \rangle$ wurde die jeweilige Exponentialfunktion abgeleitet und aus

$$y = f(x) = 9,9859 e^{1,5753x} \quad \text{mit } R^2 = 0,9906$$

die Klassengrößen der jeweiligen Abundanzziffern ermittelt (Tab. 2).

Tab. 2: Konvertierung der Individuenzahlen [Ind./m²] in Abundanzziffern $FibA_i$ (Fibonacci-Zahlenfolge)

Abundanzziffer $FibA_i$	Abundanz [Ind./m²]		verbal
	von	bis	
0	0	0	kein Nachweis
1	1	48	vereinzelt
2	49	233	wenig
3	234	1.127	wenig bis mittel
5	1.128	5.445	mittel
8	5.446	26.309	viel
13	26.310	127.131	sehr viel
21	≥ 127.132		massenhaft

Aufgrund der gewählten Methodik setzt sich eine Probeneinheit aus zwei unterschiedlichen Fraktionen zusammen: der 500 µm- (i. ü. S. Makrozoobenthos = 1 x VV-Greifervolumen) und der 250 µm-Fraktion (i. ü. S. Oligochäten- u. Kleinpolychätenfauna = 3 x Stechrohrvolumina). Erwartungsgemäß ist die direkte qual.-quant. Ausbeute je nach Fraktion unterschiedlich (vgl. Anhang Tab. A.2), und das Resultat der jeweiligen Hochrechnung (auf 1 m²) differiert zwischen beiden Siebmaschenweiten (=MW) meist erheblich – i. d. R. zugunsten der kleinen MW. Wäre allerdings das Greifervolumen von 14 l insgesamt über die MW 250 µm aufkonzentriert und aussortiert worden, so wäre das Ergebnis der Umrechnung von 0,1 auf 1 m² in der gleichen Größenordnung ausgefallen, wie das der 250 µm-(Stechrohr-)Fraktion². Im Routinebetrieb sprechen die Kostengründe jedoch gegen eine Auswertung des Gesamtvolumens VV über 250 µm MW (unverhältnismäßig hoher Zeitaufwand). In der Praxis hat sich deshalb das eingesetzte Verfahren der „angepassten Volumina“ bewährt. Speziell für Oligochäten sind kleine Probevolumina, der Einsatz von Stechrohren und kleine Siebmaschenweiten das Mittel der Wahl (u.a. GIÈRE & PFANNKUCHE 1982, GRIMM & KIESEWETTER 1996). Was hast dies nun für Konsequenzen bzgl. der Quantifizierung der vorliegenden Daten? Die Ergebnisse beider Fraktionen werden aufsummiert und aus der gemeinsamen Betragshöhe, d. h. der Individuensumme (pro m²) wird die entsprechende Abundanzziffer FibA_i für die einzelne Eco-Art abgeleitet. Die wiederum geht in die Berechnung des AeTIs ein.

Für die α-Diversität nach Fisher werden hingegen die Abundanzen als Absolutzahlen benötigt. D. h., es müssen auf jeden Fall die Datensätze in Form von **[Ind./m²]** und **[FibA_i]** archiviert werden.

3.2 Auswertemodule des Ästuartypie-Verfahrens

Der von KRIEG (2005) für norddeutsche Ästuarie entwickelte Prototyp des AeTIs wurde wiederholt überarbeitet und erweitert. Die Bewertungsmethode beruht ebenso wie das für große Ströme, Flussmittelläufe und Bundeswasserstraßen konzipierte Potamontypieverfahren (SCHÖLL et al. 2005) auf einem multimetrischen Ansatz, dem Ästuartypie-Verfahren (KRIEG 2006). Im Gegensatz zu SCHÖLL et al. (2005) konnten als ergänzende Metriken ausschließlich zwei Indizes zur Biodiversität berücksichtigt werden: Die Mittlere Artenzahl (=MAZ) und die α-Diversität nach FISHER et al. (1943) (=ADF). Bis auf die „Organische Verschmutzung“ (Saprobie) sind die weiteren von SCHÖLL et al. (2005) eingesetzten Prüfgrößen für das Elbe-Ästuar ungeeignet. Das Modul (1) Saprobie ist aber nur lokal begrenzt einsetzbar, in der limnischen Tideelbe, den OWK Ost und OWK Hafen, da seewärts der Brackwassereinfluss immer stärker wird.

Das Ästuartypie-Verfahren (=AeTV) ergänzt das Modul 3 (gem. MEIER et al. 2006) und dient der Bewertung der Allgemeinen Degradation. Die Methode erfüllt die Kriterien der EG-WRRL, hier Artenzahl, strukturelle Zusammensetzung und Vielfalt der Gesellschaft benthischer Wirbelloser, ebenso wie die Individuenzahlen (indirekt) und der Anteil sensitiver Arten.

3.2.1 Aestuar-Typie-Index (AeTI)

Der theoretische Hintergrund und die Methodik des Aestuar-Typie-Indexes und seine Erweiterung, das Ästuartypie-Verfahrens, sind in KRIEG (2005, 2006) bereits ausführlich beschrieben und sollen hier nur in ihren Grundzügen wiederholt werden.

² In der AG Kausch (Inst. Hydrobiol.Fisch.wiss. - Hydrobiol. Abtlg., Univ. HH) ist die Methode in verschiedenen Versuchsreihen in den 80-er Jahren getestet worden, insbesondere die Übertragbarkeit der quantitativen Ergebnissen zwischen der 500 µm- und 250 µm-Fraktion und der Hochrechnung auf 1 m² (Direktauszahlungen von Unterprobenvol. vs. Gesamtvol.). Das Ergebnis war eindeutig: Bei Hochrechnung auf 1 m² stimmten die Individuenzahlen in der Größenordnung überein: 10² = 10², 10³ = 10³, 10⁴ = 10⁴, 10⁵ = 10⁵ [Ind./m²]. Die Ergebnisse der Testreihen wurden (leider) nicht veröffentlicht; sie dien(t)en dem internen Laborgebrauch.

Der AeTI ist eng an die Prinzipien des Potamon-Typie-Index (PTI) nach SCHÖLL et al. (2005) 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. Beide Spezifikationen sind erforderlich, weil die flussaufwärtige limnische Tideelbe vom Typ her dem sandgeprägten Tieflandstrom entspricht und seewärts der Übergangstyp bestimmend ist; zwischengeschaltet ist noch der Gewässertyp der tideoffenen Marschengewässer.

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 seltenen, genuinen Brackwasserarten (vgl. MICHAELIS 1994) aufgrund ihrer Spezifität für die mixohaline Ästuarzonierung (ziemlich genau zwischen 3 und 18‰) mit Eco = 5 am höchsten bewertet, dagegen werden Gewässerubiquisten, die überall herumvagabundieren 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 (= WRRL konform!). Die im einzelnen modifizierte Liste der 288 eingestufteten Arten ist im Anhang archiviert (Tab. A.3). Die Liste entspricht in ihrer revidierten Fassung gleichzeitig der modellhaften Referenz des Bewertungsraumes (hier typspezifische Indikatorarten mit Eco-werten 4 & 5).

Die Berechnungsformel für den AeTI basiert unverändert auf SCHÖLL et al. (2005), wie auch dessen Gültigkeitskriterien weiterhin gelten: Max. zulässige Standardabweichung $\pm s < 0,3$; Mindestzahl von Indikatorarten (abhängig von der Anzahl der besetzten Eco-Klassen) und Abundanzverhältnis AV eingestufte Arten $> 50\%$ von Gesamt (vgl. Anhang: Tab. A.4). Werden die Kriterien nicht erfüllt, so sind die zwei Prüfgrößen MAZ und ADF zur biologischen Vielfalt heranzuziehen und gegen den AeTI abzuwägen (Kap. 3.2.2-3).

Da es sich im Grundsatz um ein Indikationsverfahren handelt, ist es durchaus legitim, den Wert einer typspezifischen Indikatorart rechnerisch zu wichten (stenöke A.) und Ubiquisten dagegen abzuwerten (holeuryöke A.); deshalb die Berechnung als gewichtetes Mittel. Die Wichtung erfolgt nach der relativen Abundanz $FibA_i$ und nach der Valenz [vgl. Anhang: Tab. A.4, Formeln (1) & (2)].

Der Indexwert kann rechnerisch zwischen 1,0 und 5,0 schwanken. Die Zuordnung der Rechenwerte, entsprechend den 5 ökologischen Zustandsklassen, wurde berichtigt und den Anforderungen gem. PE-CONS 3639/00 Anhang V REV 1 angepasst. Den jeweiligen oberen und unteren Klassengrenzen liegen Exponentialfunktionen zugrunde (Näherungswerte Tab. 3, vgl. dazu Abb. 5).

Tab. 3: Zuordnung der AeTI-Werte in ökologische Zustandsklassen

Legende: ökol. Zukl. = ökologische Zustandsklasse; uGW & oGW = unterer & oberer Grenzwert einer Klasse; Diff abs & Diff % = Spannweite einer Klasse absolut & prozentual

ökol. Zukl.	uGW	oGW	Diff abs	Diff %
I	1,0000	1,3000	0,300	7,5
II	1,3001	1,8000	0,500	12,5
III	1,8001	2,8000	1,000	25,0
IV	2,8001	3,9000	1,100	27,5
V	3,9001	5,0000	1,100	27,5

Um die untere Schranke zur Zustands- oder Eco-Klasse II (guter Zustand) zu überschreiten, müssen mindestens 80% der typspezifischen Bedingungen erfüllt sein. M. E. sind maximal 20% Abweichung für zoobenthische Brackwassergemeinschaften durchaus als geringfügig einzuschätzen, denn auch ohne anthropogene Störeinflüsse ist die Variabilität in einem Ästuar bzw. Übergangsgewässer normalerweise (extrem) hoch.

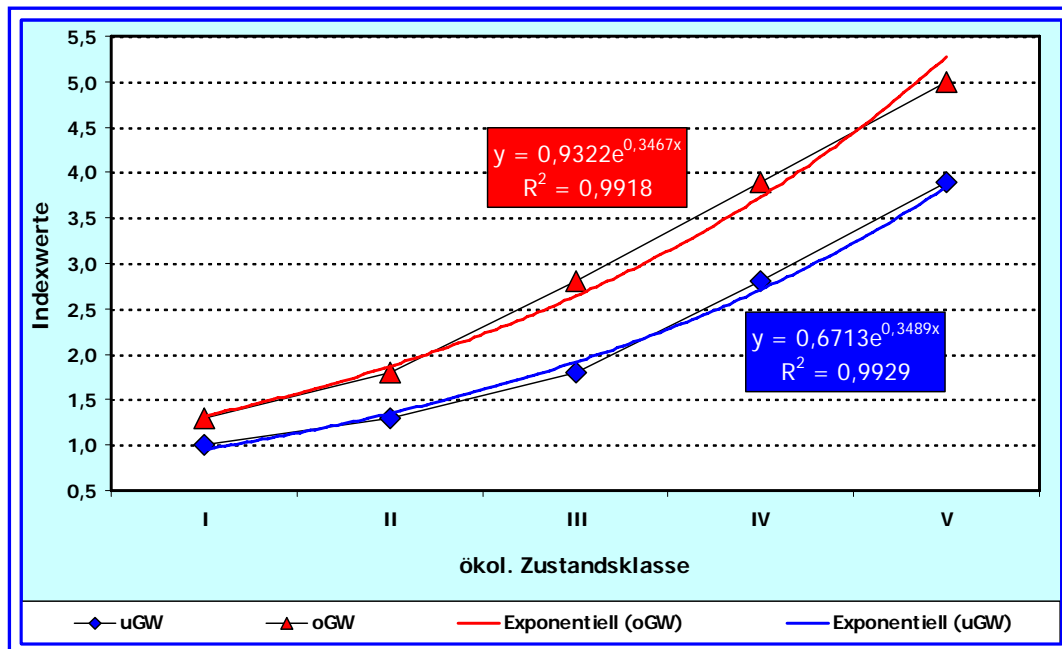


Abb. 5: Ableitung AeTI-Wert und ökologische Zustandsklasse, wobei uGW = unterer und oGW = oberer Grenzwert der Klasse

3.2.2 Mittlere Artenzahl (MAZ)

Die strukturelle Diversität wird anhand der „Mittleren Artenzahl“, der **MAZ**, aus mehreren Stichproben mit einheitlicher Probenahme­fläche bestimmt. Die 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.

Der theoretische Hintergrund dieses Parameters und dessen typspezifische Ableitung für das Ästuar wurden im Vorjahresbericht ausführlich dargestellt und sind im Bedarfsfall dort nachzuschlagen (KRIEG 2006). Methodisch wurden keine Änderungen vorgenommen, im Gegenteil, die entsprechende Schema in seinen Klassengrenzen und Spannweiten kann unverändert praktiziert werden.

Zur Erinnerung seien nur kurz das Prinzip und die Eckwerte dargestellt. Im Gegensatz zum AeTI ist die MAZ nicht übergreifend auf das Ästuar in seiner Gesamtheit, übertragbar. Die Größe kann die ökologischen Zustandsklassen über die Flusstypen einheitlich nicht angeben. D. h., für jeden der drei Typen ist eine eigene Skalierung notwendig. Bspw. stellen die Werte 6, 11 und 25 für den Parameter richtungsweisende Basiszahlen dar. Für einen sandgeprägten Fluss (= Typ 20) entspricht eine MAZ von 6 generell einem schlechten Zustand, mit MAZ = 11 wird gerade der mäßige Zustand erreicht und ab 25 beginnt der gute Zustand. Typspezifisch sind diese Eckdaten für 22.3 und T 1 aber zu korrigieren, speziell unter dem Aspekt, dass die Brackwasserzone natürlicherweise artenarm ist (u.a. REMANE & SCHLIEPER 1958, 1971; HARTOG DEN 1964, 1974; KINNÉ 1964).

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

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

Das Diversitätsmaß ADF 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 der α -Diversität gehen die Anzahl der Arten und die Gesamtabundanz ein; dadurch ist die ADF sehr robust gegenüber heterogenen Flächenmaßen.

Der theoretische Hintergrund dieser Rechengröße wurde im Vorjahresbericht ausführlich dargestellt und ist im Bedarfsfall dort nachzuschlagen (KRIEG 2006). Bezüglich der typspezifischen Klassifikation und Gültigkeit mussten allerdings grundlegende Änderungen vorgenommen werden, da im Nachhinein ein Software-Fehler festgestellt und erst jetzt korrigiert wurde. Die Reklassifizierung ist in Tab. 4 und Abb. 6 für die drei Fließgewässertypen des Elbe-Ästuars zusammengefasst.

Tab. 4: Zuordnung der ADF-Indizes (Näherungswerte) in Größenklassen (analog ökologische Zustandsklassen)
Legende: Eco-Kl. = ökologische Zustandsklasse; GW-Typ = Fließgewässertyp

analoge Eco-Kl.	GW-Typ alpha-Diversität	20-TEL		22.3-TEL		T 1	
		von	bis	von	bis	von	bis
I	Sehr gut	>12,7		>12,5		>12	
II	gut	9,51	12,70	9,31	12,50	9,01	12,00
III	mäßig	5,61	9,50	5,31	9,30	5,01	9,00
IV	unbefriedigend	3,11	5,60	2,81	5,30	2,01	5,00
V	schlecht	0,00	3,10	0,00	2,80	0,00	2,00

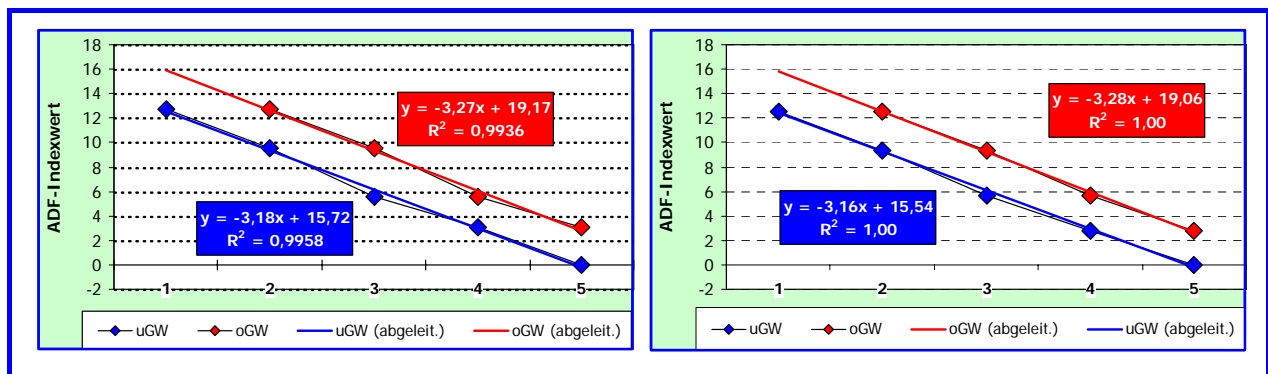


Abb. 6: Ableitung ADF-Indizes (lineare Funktion) zu Klassen (analog ökol. Zustandsklasse)

Legende: uGW = unterer und oGW = oberer Grenzwert einer Größenklasse

Links: Gleichung für GW-Typ 20; rechts: Gleichung für GW-Typ 22.3; (GW-Typ T 1 nicht abgebildet, aber wie 22.3 durch Verschieben der Kurven)

Für die Anwendbarkeit des Schätzmaßes ADF gelten die selben Bedingungen wie für die MAZ, d. h., auch „alpha“ kann nicht direkt über die 3 Flusstypen hinweg die ökologische Zustandsklasse angeben. Zwei Basiswerte lassen sich aber übergreifend formulieren: Werte für α von 2 - 3 sind für die Tideelbe immer schlecht; Proben mit $\alpha > 9$ sind dagegen artenreich einzuschätzen. Bei einer fragwürdigen Einstufung durch den AeTI sollte die Korrektur nach der MAZ erfolgen; ihr ist der Vorrang vor der ADF zu geben (SCHÖLL et al. 2005).

4 Ergebnisse und Diskussion

Nachstehend werden die Ergebnisse der aktuellen Freilanduntersuchung 2006 und deren Bewertung zusammenfassend vorgestellt und diskutiert. Bei der Anwendung der Bewertungsmethodik wurde den beschriebenen Modifikationen selbstverständlich Folge geleistet. Da eine Gegenüberstellung mit 2005 erfolgt, mussten diese Daten zwangsläufig neu berechnet werden.

In KRIEG (2005, 2006) hat eine Validierung des AeTIs (Version I/05) und des AeTVs (Version II/06) anhand von Literatur- und Freilanddaten stattgefunden. Dieser Prüfung lagen Zahlen lokalbezogener, jedoch methodisch unterschiedlicher MZB-Untersuchungen aus verschiedenen Jahren zugrunde (bis 1978 wurde das Datenmaterial zurückverfolgt). Außerdem ist die (methodisch abweichende) Bewertung der Tideelbe-Abschnitte gemäß UVU-MATERIALBAND VII (1997) als eine mögliche Vergleichsgröße zum Abgleich einbezogen worden. Im Großen und Ganzen wurde die „Präqualifikation“ des Ästuartypie-Verfahrens durch die Vergleichsdaten wie „expert judgement“ weitgehend bestätigt (vgl. KRIEG 2005, 2006).

Interessant ist und bleibt dennoch der mögliche Fall einer Fehlbewertung des OWK/Flusstyps durch den AeTI oder, wenn der Index aus formalen Gründen ungültig ist. Deshalb die Erweiterung zum Ästuartypie-Verfahren, um über die Biodiversität eine Korrekturmöglichkeit zu haben. Die Korrektur selbst erfolgt abwägend, verbal-argumentativ. Analog SCHÖLL et al. (2005) ist eine Verrechnung der Indizes nicht opportun, da die einzelnen Metrices inhaltlich voneinander unabhängig sind und in keiner mathematisch definierbaren Beziehung zueinander stehen.

4.1 Fließgewässertyp 20-TEL [OWK Elbe (Ost) und OWK Hafen]

Zwischen Strom-km 585,9 [OWK Elbe (Ost)] und 634 (OWK Hafen) wurden auf zwei Querschnitten 9 Probeneinheiten gezogen.

Das am weitesten oberstrom verschobene Profil liegt flussabwärts 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 schluffig bis feinsandig und bis auf Querstacks (= Steinbuhnen) unverbaut. Die Sandwatten sind mäßig steil und kurz.

Das zweite Schnitt ist zwischen Hafeneinfahrt Parkhafen und Köhlfleet, oberhalb Seemannshöft gezogen worden (Abb. 1: QS 5 & Abb. 7: Uesh bei Strom-km 628,6). 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. Allerdings gibt es auch Nehrungsfelder mit reinem Schlick. 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 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); intensive Unterhaltungsbagerei zur Aufrechterhaltung der Mindesttiefe.

Bei Zollenspieker sind die Proben am 04.07.2006 von 09:15 bis ca. 11:35 Uhr gezogen worden; bei Seemannshöft am selben Tag in der Zeit von 13:30 bis ca. 15:35 Uhr.



Abb. 7: Querschnitte QS 6& 5 (FGW-Typ 20-TEL); links Fähre Hoopte - Zollenspieker & w. [OWK Elbe (Ost) bei Oezs: Strom-km 599,5] und rechts über Burchardkai in Richtung Seemannshöft (OWK Hafen bei Uesh: Strom-km 628,6)

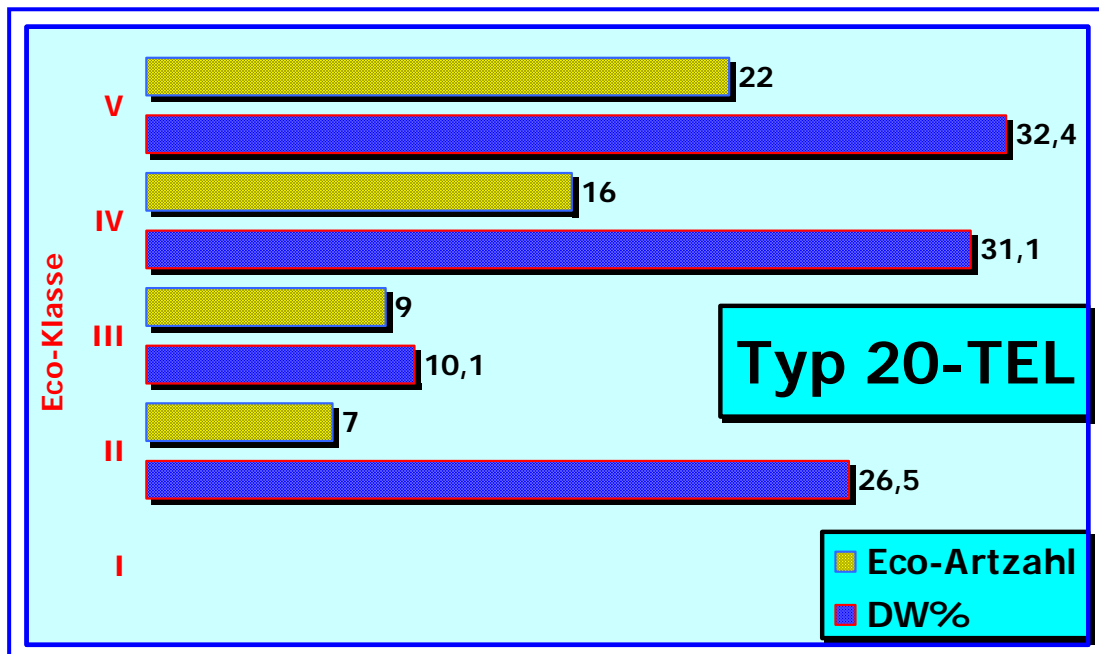


Abb. 8: Anzahl der indizierten Arten und deren Dominanzwerte [DW %] pro Eco-Klasse, hier Tideelbe Typ 20-TEL bzw. OWK Elbe (Ost) und OWK Hafen (QS Zollenspieker und Seemannshöft mit insgesamt N = 9 Probeneinheiten)

Tab. 5: Zusammenstellung der Bewertungsparameter und Einstufung in ökologische Zustandsklasse FGW-Typ 20-TEL

Legende: FGW-Typ = Fließgewässertyp

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

Tideelbe: FGW-Typ 20-TEL (sandgeprägter Tieflandstrom, tideoffen); U-Jahr 2006 mit 9 PE					
Parameter	AeTI ± s	MAZ	ADF	Gesamttaxa	Indikatorarten
	2,76 ± 0,14	13,8	10,6	63	54
Gültigkeitskriterien AeTI erfüllt, da					
1. Standardabweichung AeTI $s < 0,3$					
2. Mindestanzahl Indikatorarten $4^2 > 16$					
3. Abundanzverhältnis Indikatorarten zu Gesamttaxa $>> 50\%$					
Einstufung					
Eco-Klasse III - analog „mäßiger“ ökologischer Zustand					

Mit einem Rechenwert von 2,76 liegt der **AeTI** im unteren Randsegment der Eco-Klasse III; demnach verkörpert die QK-BWF für den Flusstyp 20-TEL noch einen „mäßigen“ ökologischen Zustand (s.o. Tab. 5). Die Verteilung der 54 Zeigerarten über 4 belegte Eco-Klassen weist ein deutliches Maximum für die Klassen IV und V auf. Gewässerubiquisten und euryöke Arten sind mit $n = 38$ in der Überzahl, ästuar- und flusstypische Indikatoren sind dagegen mit 7 Spezies (Eco-Klasse II) im Defizit. Unter Berücksichtigung der Individuendominanz stützt sich mehr als $\frac{1}{4}$ der Gesamtabundanz allerdings auf das letztgenannte, potamontypische Eco-Kollektiv (vgl. Abb. 8).

Der ermittelte AETI ist formal korrekt, denn die Gültigkeitskriterien sind erfüllt (vgl. Tab. 5). Auch die Biodiversitätsindizes sind eindeutig. Mit einer mittleren Artenzahl (= **MAZ**) von $S_c = 13,8$ ist der Parameter noch Durchschnitt für den Fließgewässertyp, harmoniert demnach mit einer „moderaten“ ökologischen Zustandsklasse. Der berechnete Wert für α (= **ADF**) liegt mit 10,6 über dem oberen Schwellenwert von 9,5 und steht damit für eine gut sortierte, sehr diverse Gemeinschaftsstruktur. Mit anderen Worten die Metrices AeTI und MAZ sprechen in beiden Fällen für einen „mäßigen“ ökologischen Zustand, der im unteren Bereich der Eco-Klasse III rangiert. Der α -Wert steht hingegen für eine „gute“ Diversität. Bei gemeinsamer Wertung der drei Parameter bleibt die anfängliche Einstufung bestehen, allerdings mit einer Verschiebung in den zentralen Bereich der Zustandsklasse III. Die Biodiversität bestätigt somit, dass der AeTI die ökologische Bewertung der zoobenthischen QK in richtiger Näherung wiedergibt.³

Für den Fließgewässertyp 20-TEL liegen 2 x 2 Saprobiewerte (= **SI**) von Zollenspieker und Seemannshöft aus 2006 vor (schrift. Mitt. DANNENBERG, FHH/BUG/HU 2006); sie variieren um $SI \pm 2,5$. Gemäß der typspezifischen Klassifizierung der SI-Werte entspricht dies der „mäßigen“ Qualitätsklasse. Auch dieser Parameter unterstreicht damit die Einstufung durch den AeTI.

In Abb. 8 ist die Verteilung der Indikatorarten über die Eco-Klassen aufgeführt. Eine deutliche Art- und Individuendominanz euryöker Gewässerubiquisten ist nicht zu verleugnen: v.a. *Aeolosoma hemprichi* (Annelida: Aphanoneura), *Enchytraeus buchholzi* (Oligochaeta: Enchytraeidae), *Chaetogaster* spp. (Oligochaeta: Naididae), *Limnodrilus hoffmeisteri* (Oligochaeta: Tubificidae), oder *Cordylophora caspia* (Cnidaria). Als potamontypisch wurden in der oberen limnischen Tideelbe bei Zollenspieker 4 Arten nachgewiesen: *Pisidium supinum* & *P. amnicum* (Bivalvia), *Robackia demeijerei* (Chironomidae) und *Hydropsyche contubernalis* (Trichoptera). *Kloosia pusilla* (Chironomidae) und *Propappus volki* (Oligochaeta: Propappidae) dagegen im gesamten Gebiet. Während erstere nur vereinzelt bis wenig registriert wurden, war *Propappus volki* für den Fließgewässertyp die eudominante Art schlechthin.

Propappus volki ist ein haptischer Süßwasseroligochaet (Fam. Propappidae), 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). Dieser urtümliche Wurm ist die Leitart der Fahrrinne im limnischen Flussabschnitt. So verwundert es nicht, dass *P. volki* in der Stromsohle bei Zollenspieker Populationsstärken bis 10^5 Ind./m² erreicht; stromabwärts bei Seemannshöft hat sich die Dichte um eine Zehnerpotenz auf 10^4 Ind./m² reduziert (vgl. Anhang: Tab. A.2). Zwei weitere rheophile Sandarten, die zur Leitgesellschaft dieses Extremlebensraumes zählen, sind *Enchytraeus buchholzi* und *E. albidus*. Ihre Indikation mit Eco-Wert = 1 ist allerdings gering. Beides sind Ubiquisten - sowohl im aquatischen als auch terrestrischen Milieu; *E. albidus* ist außerdem noch holeuryhalin.

³ gem. SCHÖLL et al. (2005) ist bei Widersprüchlichkeiten, Unstimmigkeiten oder fehlender Übereinstimmung der AeTI primär über das „tool“ MAZ zu korrigieren (qualitativ nach oben wie nach unten)

Die Analyse der OWK Elbe (Ost) und Hafen kommt dementsprechend zu unterschiedlichen Resultaten (vgl. Tab. 6). Allerdings ist die Aussage der Daten aus 2006 nicht konform mit den Voraussetzungen einer Bewertung gemäß AeTV, da pro OWK $n \leq 5$ statt der geforderten 8 PE vorliegen. Wenn überhaupt, so kann es sich im weiteren nur um ein vorläufiges Ergebnis handeln, keinesfalls um eine endgültige, lokale Bewertung durch die QK_BWF.

Tab. 6: Zusammenstellung der Bewertungsparameter für OWK Elbe (Ost) & Hafen - Zollenspieker (OeZs) und Seemannshöft (Uesh)

Legende: **n.b.** = nicht bewertbar

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

Tideelbe: Lokale Teilaspekte, hier OWK Elbe (Ost) & OWK Hafen; U-Jahr 2006 mit 5 + 4 PE					
Parameter	AeTI $\pm s$	MAZ	ADF	Gesamttaxa	Indikatorarten
Elbe (Ost) (OeZs)	2,75 \pm 0,16	19,4	9,7	50	41
Hafen (Uesh)	2,72 \pm 0,31	6,8	1,3	21	14
Kriterien für beide Datenkollektive nicht erfüllt, da Grundvoraussetzung ≥ 8 PE pro OWK mit 5 bzw. 4 PE verfehlt					
1.	Standardabweichung AeTI $s < > 0,3$		n.b.		
2.	Mindestanzahl Indikatorarten OeZs $4^2 > 16$ und Uesh $4^2 < 16$		n.b.		
3.	Abundanzverhältnis Indikatorarten zu Gesamttaxa $>> 50\%$		n.b.		

Zwei von drei Parametern fallen für die QK_BWF im OWK Hafen äußerst ungünstig aus. Hinsichtlich des AeTIs sind der Flusstyp wie der Wasserkörper scheinbar gleich zu bewerten: „mäßiger“ ökologischer Zustand. Die Biodiversität hebt sich dagegen negativ ab. Besonders die α -Diversität fällt extrem niedrig aus. Die ADF repräsentiert mit $\alpha = 1,3$ einen absoluten Niedergang, demzufolge eine „schlechte“ Einstufung. Der AeTI lässt die Bewertung deshalb günstiger erscheinen, weil in der Berechnung die eudominante Zeigerart *Propappus volki* überproportional gewertet wird. Dem stehen allerdings geringe Mittlere Artenzahl (mit MAZ = 6,8 weist die Größe bereits auf eine schlechte Zustandsklasse hin) und ADF $<< 2$ gegenüber, beides untrügerische Indizien für eine gestörte Biozönose, wobei das artenarme Fahrwasser, die Fahrrinne gewissermaßen das gesamte Querprofil darstellt. Folglich wäre die Einstufung OWK Hafen deutlich nach unten zu korrigieren, auf einen eher „schlechten“ bis „unbefriedigenden“ ökologischen Zustand, denn MAZ und ADF sind unmissverständlich zu negativ.

Hätte sich die Beprobung auf einen Teilaspekt, gar auf diesen Teilraum Untereibe beschränkt, so wäre die Gesamtbewertung schlecht ausgefallen. So aber hat das vergleichsweise besser ausgestattete Datenkollektiv Zollenspieker (obere limnische Tideelbe) in der Gesamtbewertung des Flusstyps 20-TEL als „Puffer“ gewirkt. Auf der Grundlage der drei Indizes entspricht die Einstufung von Strom-km 585,9 bis 634 deshalb dem „mäßigen“ ökologischen Zustand (N = 9 PE). Vertretbar ist allerdings auch die Feststellung, dass im Längsprofil anhand der QK_BWF eine **Degradation flussabwärts** zu verzeichnen sein wird. Wahrscheinlich stromab der Elbbrücken dürfte die Degradation aufgrund der (kanalisierten) Fahrrinne wirksam werden, eine Verschlechterung des ökologischen Zustands zur **Eco-Klasse IV** (oder V) im OWK Hafen.

In der nachstehenden Tab. 7 sind die ermittelten Vergleichszahlen und Bewertungsparameter für 2005 und 2006 gegenübergestellt. 2005 sind immer 9 Stationen (syn. PE) in einem OWK beprobt worden; 2006 musste die Stationszahl reduziert werden. Bedingung für die Berechnung des AeTI und seine Übertragung als ökol. Zustandsklasse sind aber 8 PE/OWK (SCHÖLL et al. 2005). Deshalb wurde in der Zeile „Bewertung“ keine Angabe auf OWK-Ebene für 2006 ausgefallen.

Sowohl 2005 als auch 2006 fand die Probenahme in der limnischen Tideelbe im Juni eines Jahres statt. Signifikante saisonale Differenzen waren nicht erkennbar. Eudominante Art in FGW-Typ 20-TEL war grundsätzlich *Propappus volki* (Oligochaeta, Fam. Propappidae). Interannuell wechselte die Dominanzfolge nur in OWK Hafen von 2005 auf 2006: von *Aeolosoma hemprichi* & *A. quaternarium* (Annelida, Aphanoneura) zu *P. volki* (Folge AeTI-Wert 2006 $<<$ 2005).

Die Gesamtartenzahl, wie auch die Gesamtabundanz, ist abhängig von der Anzahl der Stichproben. So gesehen sind die Abweichungen zwischen 2005 und 2006 erklärlich. Das bessere Maß, die bessere Schätzgröße für die strukturelle Diversität innerhalb eines Gewässertyps bleibt aber die MAZ (einheitliche Probenahme fläche vorausgesetzt). Dieser Parameter zeigt bisher zwei Tendenzen auf: von 2005 auf 2006 ist die Artendiversität im OWK Elbe (Ost) angestiegen und gegenüber OWK Hafen erkennbar höher ausgefallen, wobei in letztgenanntem Wasserkörper die interannuelle Tendenz sich noch umkehrte. Die absolut niedrigen Diversitätsmaße α beider Jahre weisen in die selbe Richtung. Mit anderen Worten: Eine verarmte, schlecht strukturierte benthische Gemeinschaft in diesem Unterelbeabschnitt in 2005 sowie in 2006.

Tab. 7: Interannueller Vergleich 2005 vs. 2006 für OWK Elbe (Ost) & Hafen (Zollenspieker & Seemannshöft) sowie FGW-Typ 20-TEL

Legende: FGW-Typ = Fließgewässertyp; OWK = Oberflächenwasserkörper;
OeZs = Zollenspieker; Uesh = Seemannshöft; PE = Probeneinheit od. Station; n = Anzahl;
AeTI = Aestuar-Typie-Index; MAZ = mittlere Artenzahl; ADF = Alpha-Diversität n. Fisher;

FGW-Typ/OWK	OeZs/OWK Elbe (Ost)		Uesh/OWK Hafen		FGW-Typ 20-TEL	
	2005	2006	2005	2006	2005	2006
U-Jahr						
PE [n]	9	5	9	4	18	9
Eco-Artzahl [n gesamt]	43	41	24	14	52	54
Ø Gesamtartzahl [n/PE]	4,8	8,2	2,7	3,5	2,9	6,0
Ges.Abundanz [Ind./m ²]	3.005.697	970.624	259.921	87.152	3.265.618	1.057.776
Ø Abundanz [Ind./m ² & PE]	333.966	194.125	28.880	21.788	181.423	117.531
AeTI	2,76	2,75	3,29	2,72	2,91	2,76
MAZ	14,0	19,4	8,9	6,8	11,4	13,8
ADF	> 12	9,7	2,6	1,3	> 12	10,6
Bewertung [ökol. Zustds.Kl.]	III	nein, PE < 8	IV	nein, PE < 8	IV	III
eudominante Art(en)	<i>Propappus volki</i> & <i>Enchytraeus buchholzi</i>	<i>Propappus volki</i>	<i>Aeolosoma</i> spp.	<i>Propappus volki</i>	<i>Propappus volki</i>	

Die ökologische Einstufung anhand der 3 Metriken differenziert in 2005 zwischen den lokalen Wasserkörpern Elbe (Ost) und Hafen: ökol. Zustandsklasse III vs. IV. Die Gesamtbewertung des Flusstyps 20-TEL wird wiederum durch die schlechte Bewertung des OWK Hafen im übertragenen Sinne „verwässert“. In 2006 konnte nur eine Gesamtbewertung des lokalen FGW-Typs erfolgen: Gegenüber 2005 eine Verbesserung um eine Klasse.

4.2 Fließgewässertyp 22.3-TEL [OWK Elbe (West)]

Zwischen Strom-km 634 und 654,9 [OWK Elbe (West)] wurden auf 2 Querschnitten 12 Probeneinheiten 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 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 dass 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 m² der Fläche zugeschüttet. Das Stationsraster im Restschutzgebiet wurde am Estefahrwasser ausgerichtet: Fünf Stationen ost- und westwärts davon gleichmäßig im Raum verteilt. Die Tiefenangaben variieren entsprechend Watt oder Flachwasser zwischen +2 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).

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 – 652). In dem Abschnitt misst die Unterelbe in der Breite zwischen > 1 und < 2 km. Die Solltiefe der Fahrrinne entspricht –14,4 m SKN, die Breite variabel von 300 bis 370 m. Der maximale Flut- und Ebbstrom ist mit > 150 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. 1.500 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 + 2m 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 20.06.2006 von 09:30 bis ca. 13:00 Uhr gezogen worden; bei Twielenfleth/Fährmannssand am 21.06.2006 in der Zeit von 10:00 bis ca. 13:15 Uhr.



Abb. 9: Querschnitte QS 4 & 3 [FGW-Typ 22.3-TEL bzw. OWK Elbe (West)]; links Unterelbe bei Ansteuerungsbake Este-Fahrwasser/Mühlenberger Loch (Strom-km 635) und rechts bei Fährmannssand (etwa auf Höhe Strom-km 647)

Mit einem Rechenwert von 2,88 liegt der **AeTI** im Übergangsbereich zwischen den Eco-Klassen III und IV; formal verkörpert der OWK bzw. Flusstyp 22.3-TEL (tideoffenes Marschengewässer) aber einen „unbefriedigenden“ ökologischen Zustand (Tab. 8). Die Verteilung der 62 Indikatorarten über die belegten 5 Eco-Klassen weist mit $n = 39$ Arten ein Maximum für die Klassen IV und V auf. Gewässerubiquisten und euryöke Arten sind in der Überzahl, ästuar- und flusstypische Indikatoren sind mit 8 Spezies (Summe Eco-Klassen I & II) unterrepräsentiert (vgl. Abb. 10). Hinsichtlich der Individuendominanz sind weit mehr als die Hälfte der wirbellosen Tiere in Eco-Klasse III versammelt, wobei es mehr oder weniger 2 Arten sind, die die hohen Individuenzahlen steuern: *Aeolosoma litorale*, ein mariner Aeolosomatidae (Annelida: Aphanoneura), der bis an die obere Brackwassergrenze vordringt und *Amphichaeta leydigii*, eine Süßwassernaiddae (Annelida: Oligochaeta), der geringe „Aufsalzungen“ noch toleriert.

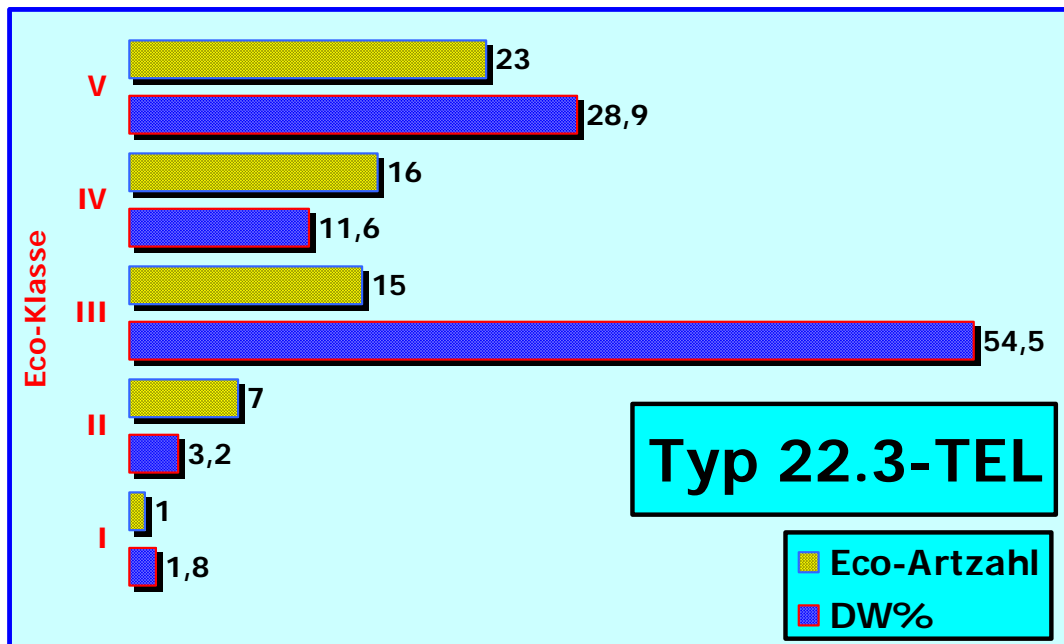


Abb. 10: Anzahl der indizierten Arten und deren Dominanzwerte [DW %] pro Eco-Klasse, hier Tideelbe Typ 22.3-TEL bzw. OWK Elbe (West) (QS Mühlenberger Loch und Twielenfleth/Fährmannssand mit insgesamt $N = 12$ Probeneinheiten)

Tab. 8: Zusammenstellung der Bewertungsparameter und Einstufung in ökologische Zustandsklasse FGW-Typ 22.3-TEL

Legende: FGW-Typ = Fließgewässertyp; OWK = Oberflächenwasserkörper

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

Tideelbe: FGW-Typ 22.3-TEL (tideoffenes Marschengewässer) bzw. OWK Elbe (West); U-Jahr 2006 mit 12 PE					
Parameter	AeTI $\pm s$	MAZ	ADF	Gesamttaxa	Indikatorarten
	2,88 \pm 0,14	16,8	7,6	71	62
Gültigkeitskriterien AeTI erfüllt, da					
1. Standardabweichung AeTI $s < 0,3$					
2. Mindestanzahl Indikatorarten $5^2 > 25$					
3. Abundanzverhältnis Indikatorarten zu Gesamttaxa $>> 50\%$					
Einstufung					
Formale Bewertung = Eco-Klasse IV - analog „unbefriedigender“ ökologischer Zustand					
Korrigiert aufgrund Biodiversität: Eco-Klasse III - analog „mäßiger“ ökologischer Zustand					

Der AETI ist formal korrekt ermittelt; die Gültigkeitskriterien sind zu 100% erfüllt (vgl. Tab. 8). Die Biodiversitätsindizes sind in ihrer Aussage zum AeTI scheinbar missverständlich. Mit einer mittleren Artenzahl (= **MAZ**) von $S_c = 16,8$ ist der Parameter Durchschnitt für den Flusstyp,

liegt zwar näher zum unteren Skalenende, entspricht aber der „mäßigen“ ökologischen Zustandsklasse. Mit $\alpha = 7,6$ ist die **Diversität** der benthischen Wirbelosengemeinschaft als mäßig einzustufen, damit entspricht sie ebenfalls dem „mäßigen“ ökologischen Zustand. Der AeTI weist demnach leichte Defizite auf, die sich rechnerisch aufgrund des hohen Anteils jener Arten ergeben (s. Abb. 10), die mit Eco-Wert 3 indiziert sind, wie vorgenannte Spezies *Aeolosoma litorale* und *Amphichaeta leydigii*. Der berechnete AeTI von 2,88 verweist bereits auf den Übergangsbereich zur Zustandsklasse III (oberer Grenzwert der Klasse = 2,80). Unter Einbeziehung der **Biodiversität** ist die Bewertung des „grenznahen“ AeTI-Werts zu **korrigieren**: Anhand der QK_BWF entspricht der OWK Elbe (West) bzw. der Fließgewässertyp 22.3 zwischen Mühlenberger Loch (Strom-km 634) und Stader Sand (Strom-km 654,9) grundsätzlich einer „mäßigen“ ökologischen Zustandsklasse. Richtig ist auch die Feststellung, dass im Längsschnitt anhand der QK_BWF eine Degradation der Fahrrinne Unterelbe erkennbar ist. Unterhalb der Elbbrücken, mit Einstellung der Seeschifftiefe, dürfte diese bereits wirksam werden, eine Verschlechterung des ökologischen Zustands hin zur Eco-Klasse IV bis V (vgl. auch Kap. 4.1).

In Abb. 10 ist die Verteilung der Zeigerarten über die Klassen aufgeführt. Auffällig war die Dominanz von euryöken Arten, Opportunisten und von Generalisten (eco-Werte 1 bis 3) im OWK, v.a. *Aeolosoma* spp. (Annelida: Aphanoneura), *Limnodrilus hoffmeisteri* (Oligochaeta: Tubificidae), *Chironomus plumosus* (Diptera: Chironomidae) und *Cordylophora caspia* (Cnidaria).

Die eudominante Art im Material BA **Twielenfleth/Fährmannssand** war *Aeolosoma litorale*, eine ursprünglich marine Spezies, die mit $>10^4$ Ind./m² die höchsten Individuenzahlen erreichte. Grundsätzlich wurden derart individuenreiche *Aeolosoma*-Populationen nur auf dem QS BA Twielenfleth/Fährmannssand beobachtet, abgesehen von *Aeolosoma hemprichi*, der als Ubiquist im gesamten OWK abundant war. Anders wiederum die Häufigkeitsverteilung des Kosmopoliten und Ubiquisten *Limnodrilus hoffmeisteri* (Tubificidae). Im Fahrwasser eher vereinzelt, außer in schlickigen „hotspots“, jedoch individuenstarke Populationen von 10^3 bis 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, v.a. *Limnodrilus claredeanus*, *L. hoffmeisteri* und *L. udekemianus*, war für das **Mühlenberger Loch** mit durchschnittlich 2×10^4 Ind./m² & PE charakteristisch. Der Vergleichswert aus dem Fährmannssander Watt fiel mit $\emptyset 10^3$ Ind./m² um eine Zehnerpotenzen niedriger aus. Dafür wurden im Eulitoral des QS BA Twielenfleth/Fährmannssand vermehrt Tubificiden mit einer Präferenz für schluffige Feinsande identifiziert: v.a. *Limnodrilus profundicola*, *Potamothrix moldaviensis*, *Psammoryctides barbatus*. Die vorgenannten Tubificiden sind alle mit eco-Wert = 3 eingestuft (weder fluss- noch ästuartypisch, aber für die Tideelbe repräsentativ, mit Vorliebe für gewisse Substrattypen, jedoch nicht stenotop).

Als fluss- oder ästuartypisch - mit eco-Werten ≥ 4 - wurden folgende, stenöke Spezialisten mit nennenswerten Abundanzen nachgewiesen: *Propappus volki* (Oligochaeta: Propappidae), *Akte-drilus monospermathecus* (Oligochaeta: Tubificidae) und *Kloosia pusilla* (Diptera: 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 Amphipoda nur vereinzelt bis wenig nachgewiesen wurden, war die Chironomidenlarve *Kloosia pusilla* keineswegs selten.

In den Schlickproben des Mühlenberger Lochs wurden im Gegensatz zum Fährmannssander Watt - trotz vergleichbarer Substratqualitäten - diverse (limnische) Chironomidenarten abundant nachgewiesen, v.a. *Chironomus plumosus* agg., *Polypedilum nubeculosum*, *Dicrotendipes nervosus*, *Procladius*. Wahrscheinlich ein Indiz auf Salzeinfluss im Raum BA 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, wieder bevorzugter Lebensraum, die Fahrrinne, allerdings wegen des beginnenden Salzanstiegs geringere Populationsgrößen (im Mittel 10^3 Ind./m² & PE). Dafür drängte von der Nordsee her die euryhalin-marine Brackwasserart *Akteredrilus monospermathecus* (Oligochaeta: Tubificidae) in den Marschengewässertypus 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. Riesenriffel, mit Scheitelhöhen von 2 - 3 m und Kammabständen zwischen 40 und 80 m]. Im oligohalinen Überschneidungsgebiet ist von einer Koexistenz beider Spezies auszugehen, Raumkonkurrenz ist auszuschließen. Mit durchschnittlich 10^3 Ind./m² & PE liegen die Populationsgrößen weit unter der möglichen Raumkapazität von 10^5 bis 10^6 Ind./m² [vgl. OWK Elbe (Ost)].

In der nachstehenden Tab. 9 sind die ermittelten Vergleichszahlen und Bewertungsparameter für 2005 und 2006 gegenübergestellt. 2005 sind 2 x 13 Stationen (syn. PE) im OWK Elbe (West) beprobt worden; 2006 musste die Stationszahl auf 2 x 6 PE reduziert werden. Bedingung für die Berechnung des AeTI und seine Übertragung in ökol. Zustandsklasse sind immer 8 PE/OWK (SCHÖLL et al. 2005). Deshalb wird in der Zeile „Bewertung“ 2006 ff. keine Angabe für die Querprofile mehr ausgeworfen.

Tab. 9: Interannueller Vergleich 2005 vs. 2006 für OWK Elbe (West) bzw. FGW-Typ 22.3-TEL sowie Einzelprofile Mühlenberger Loch und BA Twielenfleth/Fährmannssand (= QS BA Twielf/FährSand)
Legende: FGW-Typ = Fließgewässertyp; OWK = Oberflächenwasserkörper;
 PE = Probeneinheit od. Station; n = Anzahl;
 AeTI = Aestuar-Typie-Index; MAZ = mittlere Artenzahl; ADF = Alpha-Diversität n. Fisher;

FGW-Typ/OWK	QS Mühlenberger Loch		QS BA Twielf/FährSand		OWK Elbe (West) o. 22.3-TEL	
U-Jahr	2005	2006	2005	2006	2005	2006
PE [n]	13	6	13	6	26	12
Eco-Artzahl [n gesamt]	38	40	36	46	55	62
Ø Gesamtartzahl [n/PE]	2,9	6,7	2,8	7,7	2,1	5,2
Ges.Abundanz [Ind./m ²]	236.536	302.115	192.759	461.644	429.295	763.759
Ø Abundanz [Ind./m ² & PE]	18.195	50.353	14.828	76.941	16.511	63.647
AeTI	3,28	3,25	2,79	2,53	3,11	2,88
MAZ	9,2	16,3	8,7	17,3	8,9	16,8
ADF	3,4	3,5	3,3	4,6	4,8	7,6
Bewertung [ökol. Zustds.Kl.]	IV	nein, PE < 8	III	nein, PE < 8	IV	III
eudominante Art(en)	<i>Limnodrilus claparedeanus</i> , <i>L. hoffmeisteri</i> & <i>L. udekemianus</i>		<i>Aeolosoma</i> spp. & <i>Propappus</i> <i>volki</i>	<i>Aeolosoma</i> spp. & <i>Limnodrilus</i> spp.	<i>Aeolosoma</i> spp. & <i>Limnodrilus</i> spp	

Sowohl 2005 als auch 2006 fand die Probenahme in diesem Tideelbe-Abschnitt im Juni eines Jahres statt. Signifikante saisonale Differenzen waren nicht erkennbar. Eudominante Gattungen in FGW-Typ 22.3-TEL oder OWK Elbe (West) waren grundsätzlich *Aeolosoma* (Annelida: Aphanoneura) und *Limnodrilus* (Oligochaeta: Tubificidae) Interannuell zwischen 2005 auf 2006 wechselte die Dominanzfolge nur auf QS BA Twielenfleth/Fährmannssand: von *Propappus volki* (Oligochaeta: Propappidae) zu *Limnodrilus* spp. (Oligochaeta: Tubificidae).

Die Gesamtartenzahl, wie auch die Gesamtabundanz, ist abhängig von der Anzahl der Stichproben. So gesehen sind die Abweichungen zwischen 2005 und 2006 erklärlich. Das bessere Maß, die bessere Schätzgröße für die strukturelle Diversität innerhalb eines Gewässertyps bleibt aber die MAZ (einheitliche Probenahme fläche vorausgesetzt). Dieser Parameter zeigt bisher zwei Tendenzen auf: von 2005 auf 2006 ist die Artendiversität im OWK Elbe (West) angestiegen und

auf dem QS BA Twielenfleth/Fährmannssand gleichzeitig höher ausgefallen. Die niedrigen Diversitätsmaße α beider Jahre und Querprofile sind typisch für zwei Phänomene: Im Allgemeinen sind Schlickbiotop nicht divers strukturiert, dagegen aber individuenreich, und die Brackwasserzone ist grundsätzlich artenarm und von geringer Diversität.

Die ökologische Einstufung des Flusstyps bzw. des OWK Elbe (West) anhand der 3 Metrices unterscheidet sich von 2005 auf 2006 um eine Klasse: von IV auf III. Eindeutig ist die Verbesserung zwar nicht, denn der AeTI verharrt im Übergangsbereich zwischen den Klassen, aber die positiven Veränderungen der Biodiversität sprechen für eine insgesamt günstigere Bewertung als in 2005.

Werden die obigen Zahlen im räumlichen Vergleich betrachtet, so bleibt die generelle Feststellung, dass das Flussgebiet Twielenfleth mit dem flächigen Fährmannssander Watt bzgl. der QK_BWF tendenziell besser ausgestattet ist als die Tideelbe im Bereich Mühlenberger Loch/Blankenese - qualitativ wie quantitativ. Möglicherweise die ersten Folgen des massiven Eingriffs in das Mühlenberger Loch. Zwar sind die Unterschiede nicht groß, dennoch würde der Fährmannssand in die Eco-Klasse III und das Mühlenberger Loch in die Eco-Klasse IV eingestuft (rd. 2/3 der Proben entstammen den Watten). Die Entwicklung sollte auf jeden Fall beobachtet werden.

4.3 Fließgewässertyp T 1 [OWK Elbe (Übergangsgewässer)]

Zwischen Strom-km 654,9 und 727,7 [(FGW-Typ T 1 bzw. OWK Elbe (Übergangsgewässer)] wurden auf zwei Querschnitten je 15 Stationen beprobt.



Abb. 11: Querschnitte QS 2 & 1 [FGW-Typ T 1 bzw. OWK Elbe (Übergangsgewässer)]; links Unterelbe bei St. Margarethen (Landmarke Silo) sowie Südreede Tonne 5; rechts Position in Fahrrinne, Blickrichtung Südufer auf Höhe Leuchfeuer Belum (Strom-km 708)

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 Nordkehdinge 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 ist mit Schüttsteinböschungen und Quer- sowie 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: Belum 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 $-14,4 \text{ m}$ eingestellt; Übertiefen 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 Strandsimsen- 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 und Schill.

Im Gebiet Böschrücken/St. Margarethen wurden die Proben am 07.06.2006 von 08:45 bis ca. 13:15 Uhr gezogen; auf dem QS Belum/Neufelder Sand am 08.06.2006 von 09:30 bis ca. 13:35 Uhr.

Tab. 10: Zusammenstellung der Bewertungsparameter und Einstufung in ökologische Zustandsklasse FGW-Typ T 1 bzw. OWK Elbe (Übergangsgewässer)

Legende: FGW-Typ = Fließgewässertyp; OWK = Oberflächenwasserkörper

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

Tideelbe: FGW-Typ T 1 bzw. OWK Elbe (Übergangsgewässer); U-Jahr 2006 (= 15 PE)					
Parameter	AeTI $\pm s$	MAZ	ADF	Gesamttaxa	Indikatorarten
	1,98 \pm 0,23	9,3	10,6	40	32
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					

Mit einem Ergebnis von **1,98** repräsentiert der **AeTI** den bestmöglichen Wert für die Tideelbe seit 2005. Formal verkörpert der Flusstyp T 1, OWK Elbe (Übergangsgewässer) noch einen „mäßigen“ ökologischen Zustand. Der berechnete Wert weist gemeinsam mit der Biodiversität allerdings auf den Übergangsbereich zur Zustandsklasse II hin (oberer Grenzwert = 1,80).

Der AETI ist formal korrekt ermittelt, denn die Gültigkeitskriterien sind zu 100% erfüllt (vgl. Tab. 10). Darüber hinaus korrespondiert die Biodiversität relativ gut mit dem AeTI-Wert. Der berechnete **ADF-Wert** $\alpha = 10,6$ liegt weit über dem unteren Klassenwert von 9,01 und damit im „guten“ Bereich des ökologischen Zustands - bezeichnend für eine (hoch) diverse Gesellschaftsstruktur. Mit kleinen Defiziten dagegen die Mittlere Artenzahl (= **MAZ**): Mit $S_c = 9,3$ ist der Parameter als knapper Durchschnitt für den OWK einzuordnen, liegt im „moderaten“ Grenzbereich, jedoch nahe dem „unbefriedigenden“ ökologischen Zustand. Im Gesamtvergleich geben die Metrics die ökologische Zustandsklasse aber passend wieder. Der AeTI zeigt in Richtung „guter“ Zustand, die α -Diversität verweist auf eine hoch strukturierte Gemeinschaft hin, und die MAZ liegt immerhin noch im moderaten Bereich. Im Kontext, damit weit über dem Durchschnitt der Tideelbe, dennoch formal ein „mäßiger“ ökol. Zustand für den OWK Elbe (Übergangsgewässer) oder Fließgewässertyp T 1 - innerhalb der gegebenen Klassenbreite allerdings „hoch angesiedelt“.

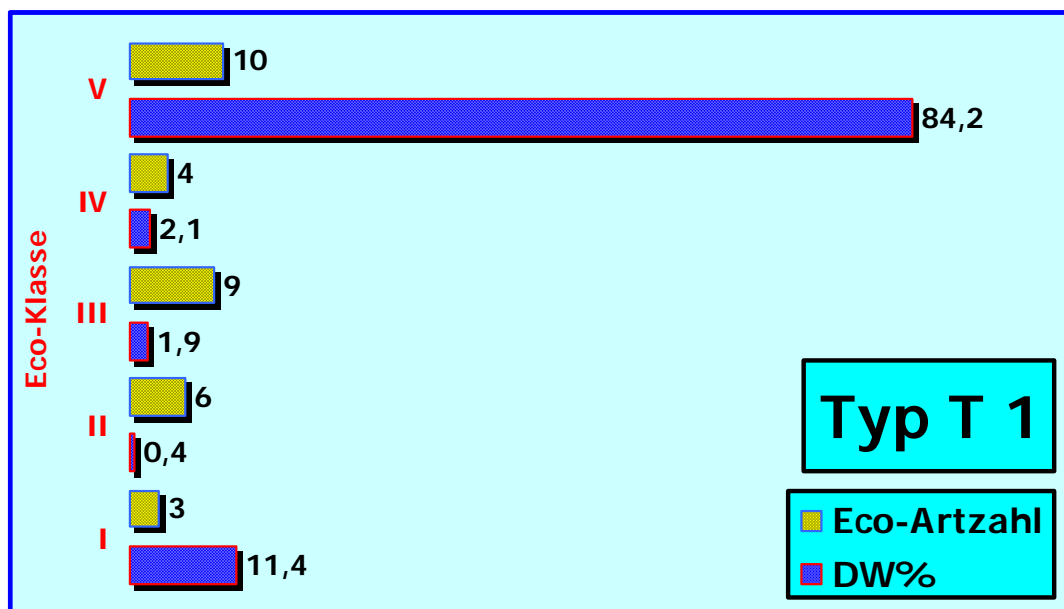


Abb. 12: Anzahl der indizierten Arten und deren Dominanzwerte [%] pro Eco-Klasse, hier FGW-Typ T 1 bzw. OWK Elbe (Übergangsgewässer)(zwei QS mit insgesamt 15 PE)

Die Verteilung der 32 Indikatorarten über die belegten 5 Eco-Klassen weist mit $n = 14$ Arten ein vergleichsweise „bescheidenes“ Maximum für die Klassen IV und V auf. Gewässerubiquisten und euryöke Arten stellen zwar noch die Mehrzahl, ästuartypische Indikatoren sind mit 9 Spezies (Summe Eco-Klassen I & II) aber durchaus präsent (vgl. Abb. 12). Dem steht noch die gleiche Anzahl aus der intermediären Eco-Klasse III zur Seite. Hinsichtlich der Individuendominanz sticht aber die Eco-Klasse V mit fast 85% eindeutig hervor. Allerdings beruht dieser hohe Dominanzwert fast ausschließlich auf einer Art: auf *Marenzelleria* spp. (cf. *viridis*). Auf die Gesamtindividuedichte des OWK bezogen hat dieser Spionide einen Populationsanteil von 75%!

Stetige, eukonstante Art in der Tideelbe - und zwar stromaufwärts bis Hamburg - ist und bleibt der Neueinwanderer und Polychät *Marenzelleria* spp. Hinsichtlich der Nomenklatur bzgl. dieses „Vielborsters“ wurde den Regeln der UBA/BLMP-Makrozoobenthos-AG gefolgt und somit die Synonyme *Marenzelleria* spp., *M. viridis* und *M. wireni* verwendet.

Marenzelleria war auf allen Stationen, überall gegenwärtig: Auf den Watten, am Fahrwasser- und in der Fahrrinne. In der Fahrrinne und auf dem Neufelder Watt war, unabhängig von den über den Gesamtquerschnitt verbreiteten Juvenilstadien, vorwiegend der sog. Nordsee-Typus *M. wireni* präsent. Eventuell ist das Verteilungsmuster ein Indiz für die verdünnende Wirkung des Oste-Wassers am Südufer. Bezüglich der Populationsdichte von *Marenzelleria* trat analog 2005 ein Süd-Nord-Gefälle auf: Vom südlichen, schmalen Wattstreifen bis in Fahrinnen-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. um eine Zehnerpotenz, auf 10^3 bis max. 10^4 Ind./m². In den dichten *Marenzelleria*-Beständen vagabundierten oder besser räuberten die Schwesterarten *Nereis (H.) diversicolor* und *N. succinea* (Wohndichten 10^2 bis max. 10^3 Ind./m²). Beide Polychäten sind euryök und wie *Marenzelleria* in der Tideelbe bis Hamburg verbreitet.

Marine Tubificiden (Annelida: Oligochaeta) waren 2006 schwerpunktmäßig im inneren Teilgebiet Böschrücken verbreitet. 2005 waren sie auch auf dem Neufelder Sand individuenstark verbreitet; in 2006 mehr oder weniger Fehlanzeige. Im Schlickwatt des Böschrückens waren *Heterochaeta costata*, *Tubificoides heterochaetus*, *Tubificoides pseudogaster* mit Besiedlungsdichten zwischen 500 und 3.000 Ind./m² abundant. Vergesellschaftet waren sie mit dem Gewässerubiquisten *Limnodrilus hoffmeisteri* (Populationsgröße 10^2 - $<10^3$ Ind./m²). Aufgestockt wurde die Schlick-Assoziation durch die euryhalinen Opportunisten *Capitella capitata* (vereinzelt) und *Marenzelleria* spp. (10^3 Ind./m²). Letztere hat keine enge Substratbindung und ist überdies hol-euryhalin. Aus der Familie Naididae (Oligochaeta) siedelten die echten Brackwasserarten (= eBW) *Paranais litoralis* und *Amphichaeta sannio* auf dem Böschrücken; die max. Individuendichte lag bei 2×10^4 Ind./m². *A. sannio* war auch der einzige genuine Brackwasseroligochaet auf dem Neufelder Sand. Der naidide Wurm war in den Wattproben eukonstant und erreichte mit 5×10^4 Ind./m² das Maximum im OWK Übergangsgewässer. Verbreitet ist er in der Tideelbe bis zum Fährmannssander Watt – und zeitweise bis in das Mühlenberger Loch. Mit *Manayunkia aestuarina* wurde eine weitere eBW im „Trichtermündungsgebiet“ identifiziert, allerdings ein Polychaet. 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).

Der Extremlebensraum Fahrrinne ist mit den wenigen Arten besiedelt, wie sie bis Hamburg dokumentiert sind: v.a. der Polychaet *Marenzelleria*, die Amphipoden *Bathyporeia pilosa*, *B. elegans*, *Gammarus* sp., *Cordylophora caspia* (Cnidaria) sowie der Oligochaet *Enchytraeus albidus*. Die Populationsgrößen schwankten, bis auf den invasiven Neueinwanderer, zwischen 10^2 Ind. und 10^3 Ind./m². *Marenzelleria* sp. war, wie bereits obengenannt, sehr abundant und erreichte mit $> 10^5$ Ind./m² extrem individuenreiche Wohndichten in der Fahrrinne. Elbeaufwärts sind diese Abundanzwerte jedoch nicht mehr erreicht worden - dort i. d. R. 10^2 - $< 10^3$ Ind./m² (im Mühlenberger Loch aber wieder $> 10^3$ Ind./m²). Am südlichen Fahrinnenrand und auf dem Neufelder Sand war mit *Macoma balthica* die einzig nennenswerte Muschelpopulation abundant, mit Individuendichten zwischen 10^3 und $> 10^4$ Ind./m².

Die formale Gesamtbewertung des Flusstyps entspricht einem „mäßigen“ ökol. Zustand. Die Parameter AeTI und alpha-Diversität weisen aber in Richtung einer besseren Bonitierung. Ausschlaggebend dafür sind Anzahl und Abundanzsumme der typspezifischen Ästuararten. Die Ausstattung, die mögliche Potenz des Systems ist so konstituiert, dass das Pendel auch in Richtung „guter“ ökologischer Zustand schwingen kann.

In der nachstehenden Tab. 11 sind die ermittelten Vergleichszahlen und Bewertungsparameter für 2005 und 2006 gegenübergestellt. 2005 sind 2 x 12 Stationen (syn. PE) im OWK Elbe (West) beprobt worden; 2006 musste die Stationszahl auf 7 bzw. 8 PE reduziert werden. Bedingungen für die Berechnung des AeTI und seine Übertragung in ökol. Zustandsklasse sind immer 8

PE/OWK (SCHÖLL et al. 2005). Deshalb wurde in der Zeile „Bewertung“ keine Angabe für den Böschrücken/St. Margarethen in 2006 ausgeworfen.

2005 fand die Probenahme in diesem Tideelbe-Abschnitt im August d. J. statt; in 2006 über 2 Monate früher – nämlich Anfang Juni d. J. Interannuelle, saisonale Differenzen traten deutlich hervor: Gegenüber 2005 geringes Artenspektrum, Absenz vieler Arten, bei gleichzeitig individueneren Populationen und sehr viel geringeren Gesamt-Abundanzen. Eudominante Art blieb allerdings der Polychaet *Marenzelleria* spp. In 2006 erreichte dagegen die vorjährig eudominante Art *Corophium volutator* nicht näherungsweise ihre „alte“ Populationsstärke: In 2006 nur knapp 10^3 gegenüber 10^5 Ind./m² im Vorjahr. Konsequenz: Möglichst späte Beprobung des OWK im August/September oder 2 Probenahmen im gesamten System im Frühjahr und Herbst.

Die Gesamtartenzahl, wie auch die Gesamt-Abundanz, ist abhängig von der Anzahl der Stichproben. Nichtsdestoweniger klarer Vorteil für das U-Jahr 2005 – trotz kleinerem N. Das bessere Maß, die bessere Schätzgröße für die strukturelle Diversität innerhalb eines Gewässertyps bleibt allerdings immer noch die MAZ (einheitliche Probenahme-Fläche vorausgesetzt). Auch hier wiederum deutlicher „Punktsieg“ für 2005, sowohl für den OWK als auch für die einzelnen Teilgebiete. Die extrem niedrigen Diversitätsmaße von $\alpha = 2$ beider Jahre für den QS Böschrücken/St. Margarethen sind typisch für diesen Elbeabschnitt. Das Querprofil liegt im zentralen Bereich der mesohalinen Zone, eine Brackwasserzonierung, die durch eine natürliche Artenarmut charakterisiert ist. Vorteilhaft, hinsichtlich der Bewertung, sind aber die seltenen, echten Brackwasserarten in diesem Raum. Die anthropogene Eingriffe, Überformung der Gewässer sind diese endemischen Spezies aber stark in ihrer Existenz gefährdet. Kennzeichnend im historischen Vergleich ist ihre Abnahme; viele Arten sind heute schlichtweg verschollen oder in der Tideelbe ausgestorben (MICHAELIS 1994).

Tab. 11: Interannueller Vergleich 2005 vs. 2006 für OWK Elbe (Übergangsgewässer) bzw. FGW-Typ 1 sowie Querprofile Böschrücken/St. Margarethen (= BöSM) und Belum-Neufelder Sand (= BeNS)
Legende: FGW-Typ = Fließgewässertyp; OWK = Oberflächenwasserkörper;
 PE = Probeneinheit od. Station; n = Anzahl;
 AeTI = Aestuar-Typie-Index; MAZ = mittlere Artenzahl; ADF = Alpha-Diversität n. Fisher;

FGW-Typ/OWK	QS BöSM		QS BeNS		OWK Elbe Übergangsgewässer	
	2005	2006	2005	2006	2005	2006
PE [n]	12	7	12	8	24	15
Eco-Artzahl [n gesamt]	19	21	37	20	45	32
Ø Gesamtartzahl [n/PE]	1,6	3,0	3,1	2,5	1,9	2,1
Ges. Abundanz [Ind./m ²]	26.512	72.471	924.976	983.662	951.490	1.056.133
Ø Abundanz [Ind./m ² & PE]	2.209	10.353	77.081	122.958	39.645	70.409
AeTI	2,02	1,76	2,78	2,12	2,58	1,98
MAZ	4,6	8,6	9,6	9,9	7,1	9,3
ADF	2,0	2,0	9,2	9,8	9,5	10,6
Bewertung [ökol. Zustds. Kl.]	III	nein, PE < 8	III	III	III	III
eudominante Art(en)	<i>Marenzelleria</i> spp.	<i>Marenzelleria</i> spp. <i>Amphichae-ta sannio</i>	<i>Marenzelleria</i> spp. <i>Corophium volutator</i>	<i>Marenzelleria</i> spp.	<i>Marenzelleria</i> spp.	

Die ökologische Einstufung des Flusstyps bzw. des OWK Elbe (Übergangsgewässer) auf Klassenebene unterscheidet sich von 2005 auf 2006 nicht. Bei Heranziehung der Indexwerte der Einzelmetriken zeigen sich aber tendenzielle Verbesserungen, sowohl über den AeTI als auch anhand der Biodiversität. Eindeutig ist die interannuelle Verbesserung auf OWK-Ebene, denn der AeTI erreicht 2006 fast den „guten“ ökologischen Zustand. Die Größe der Alpha-Diversität steht bereits für eine gut strukturierte Zoobenthosbiozönose.

4.4 Zusammenfassende Bewertung Tideelbe

In den nachstehenden Tab. 12 & 13 sind die dies- und letztjährigen Ergebnisse des Ästuartypie-Verfahrens anhand der drei AeTV-konformen Metrices und verschiedener Einzelparameter für die Tideelbe zusammengefasst. Die Tabellen bieten sowohl die Möglichkeit des interannuellen als auch die des räumlichen Vergleichs; gleiches gilt für die Abb. 13 & 14 (erstellt von WG Elbe).

Hinsichtlich der **Übertragbarkeit** des Verfahrens ist davon auszugehen, dass die erweiterte und überarbeitete Methodik grundsätzlich auf alle norddeutschen Ästuare und deren tideoffenen Neben-(Marschen-)gewässer anwendbar ist. Die in der „Offenen Taxaliste“ zitierten Arten dürften prinzipiell auch für das Weser-/Ems-Ästuar (und eingeschränkt für das Eider-Ästuar - vergleichsweise kleine mesohaline Zone) zutreffend sein. Entsprechend der Typspezifität wurden zeitgemäße Daten aus diesen Gewässern im Faunenkatolog mitberücksichtigt.

Anpassungen werden zweifelsohne erforderlich sein, um dem jeweiligen lokalen Charakter des individuellen Tidegewässers gerecht zu werden. Voraussetzung sind immer ausreichende Datensätze; Datensätze, die insbesondere auch qual.-quant. Aussagen über die regionale bzw. lokale Anneliden- und Chironomidenfauna treffen. Auf jeden Fall ist eine Vorprüfung des erweiterten Ästuartypie-Verfahrens für die genannten Ästuare notwendig. Bedingung, wie gesagt, eine ausreichend gute Datenbasis; ansonsten muss mittels weiterer Untersuchungen der erforderliche Datengrundstock geschaffen werden.

5 Monitoring

Bezüglich der zukünftigen Strategie wird die Umsetzung folgender Punkte dringend nahegelegt.

Gemäß Vorschrift (vgl. SCHÖLL et al. 2005) sind aus statistisch/rechnerischen Gründen acht Stationen/Proben bzw. PE pro OWK das absolute Minimum; je nach räumlicher Ausdehnung des OWK bzw. Flusstyps ist die Probenzahl nach oben zu erweitern. Da sich für die OWK Elbe (Ost) und Hafen unter den aktuellen Voraussetzungen keine Bewertung erstellen ließ, die naheliegende Forderung, in Zukunft im Bereich der limnischen Tideelbe (analog FGW-Typ 20-TEL) pro Wasserkörper 8 Stationen/PE zu beproben. Für den entsprechend großen Fließgewässertyp T 1 sollte dann auch gleich auf 2 x 8 PE erhöht werden, so dass in Zukunft insgesamt **44 PE** die Basis der Bewertung bilden (OWK Elbe West ist mit 2 x 6 = 12 PE ausreichend besetzt).

In diesem Zusammenhang ergibt sich die nächste Frage von selbst: Sollte nicht auch die Anzahl der Parallelen gleichzeitig erhöht werden? In Anbetracht der extremen klein- bis großskaligen räumlichen Patchiness der benthischen Besiedlung eine berechtigte Überlegung. Der statistische Mittelwert als solcher wird dadurch wesentlich belastbarer und das Ergebnis, die ökologische Bewertung, zwangsläufig ebenso.

Im Rahmen des Prämonitorings 2005 und der vorgezogenen, überblicksweisen Überwachung 2006 bildeten ein VV-Standardgreifervolumen und drei Stechrohrinhalte die untere Basis der Datenerhebung und ökologischen Bewertung. Künftig sollte die Zahl der Parallelen erhöht werden. Eine gute Variante wären 3 VV-Standardgreiferinhalte und 3 x 2 Stechrohrproben, also eine PE = 9 Parallelproben, um die hohe, allerdings natürliche Variabilität der Parameter im Ästuar mit einem höherem N zumindest abzuschwächen. Ein tragfähiger Kompromiss, statistisch und ökologisch, wie auch ökonomisch, wären 2 VV-Standardgreiferinhalte und 2 x 2 Stechrohrproben, also eine PE = 6 Einzelproben. Im ersten Fall wären 396 Proben zu bearbeiten und zu finanzieren, im zweiten Fall verblieben 264 Stichproben. In Anbetracht einer Probenahme p.a. ein durchaus angebrachter Probenumfang.

Tab. 12: QK Benthische wirbellose Fauna 2006

Ästuartypie-Verfahren (AeTV): Index-Werte der 3 Metrices

Legende:

- 1) AeTI = Ästuartypieindex
- 2) MAZ = Mittlere Artenzahl
- 3) ADF = alpha-Diversität nach FISHER (1943)

Querschnitte (Qs) Tideelbe

Oezs = QS Zollenspieker-Hoopte, TwFS = QS Twielenfleth-Fährmannsand
 Uesh = QS Seemannshöft-Övelgönne; BöSM = QS Böschrücken-St. Margarethen
 MüLo = QS Mühlenberger Loch-Blankenese; BeNS = QS Belum-Neufelder Sand
 Ges.Taxazahl = Gesamttaxazahl (indizierte Arten & nicht indizierte Taxa)

QS/Gew.Typ	QS Oezs	QS Uesh	Typ 20-TEL	QS MüLo	QS TwFS	Typ 22.3-TEL	QS BöSM	QS BeNS	Typ T 1
OWK	Elbe (Ost)	Elbe Hafen		Elbe (West)			Elbe (Übergangsgewässer)		
AeTI [Indexwert]	2,75	2,72	2,76	3,25	2,53	2,88	1,76	2,12	1,98
+/- s < 0,3	0,16 (ja)	0,31 (nein)	0,14 (ja)	0,17 (ja)	0,17 (ja)	0,14 (ja)	0,25 (ja)	0,36 (nein)	0,23 (ja)
ökol. Zustand	III moderat	n.a.	III moderat	IV unbefriedigend	III moderat	III/IV	n.a.	n.a.	III moderat
>= Mindestartenzahl	ja	nein	ja	ja	ja	ja	nein	nein	ja
Ges.Taxazahl [n abs.]	50	21	63	49	55	71	28	27	40
Eco-Arten [n abs.]	41	14	54	40	46	62	21	20	32
Eco-Arten [%]	82	67	86	82	84	87	75	74	80
MAZ [n]	19,4	6,8	13,8	16,3	17,3	16,8	8,6	9,9	9,3
ADF [Indexwert]	9,7	1,3	10,6	3,5	4,6	7,6	2,0	9,8	10,6
+/- s	0,9	0,4	1,0	0,6	0,6	0,8	0,4	0,9	1,0
Stichproben [n]	5	4	9	6	6	12	7	8	15
zufällige Verteilung	ja	ja	ja	ja	aggregiert	aggregiert	ja	ja	ja

Anzahl der eingestuftten Arten pro Eco-Klasse

QS/Gew.Typ/OWK	QS Oezs	QS Uesh	Typ 20-TEL	QS MüLo	QS TwFS	Typ 22.3-TEL	QS BöSM	QS BeNS	Typ T 1
Eco-Klasse	Elbe (Ost)	Elbe Hafen		Elbe (West)			Elbe (Übergangsgewässer)		
I	0	0	0	1	1	1	2	2	3
II	5	2	7	4	7	7	4	3	6
III	6	3	9	9	11	15	7	5	9
IV	11	5	16	9	12	16	3	4	4
V	19	4	22	17	15	23	5	6	10
Kontrolle (s. Eco-Arten)	41	14	54	40	46	62	21	20	32

Tab. 13: QK Benthische wirbellose Fauna 2005

Ästuartypie-Verfahren (AeTV): Index-Werte der 3 Metrices

Legende:

- 1) AeTI= Ästuartypieindex
- 2) MAZ = Mittlere Artenzahl
- 3) ADF = alpha-Diversität nach FISHER (1943)

Querschnitte (Qs) Tideelbe

Oezs = QS Zollenspieker-Hoote, TwFS = QS Twielenfleth-Fährmannsand
 Uesh = QS Seemannshöft-Övelgönne; BöSM = QS Böschrücken-St. Margarethen
 MüLo = QS Mühlenberger Loch-Blankenese; BeNS = QS Belum-Neufelder Sand
 Ges.Taxazahl = Gesamttaxazahl (indizierte Arten & nicht indizierte Taxa)

QS/Gew.Typ	QS Oezs	QS Uesh	Typ 20-TEL	QS MüLo	QS TwFS	Typ 22.3-TEL	QS BöSM	QS BeNS	Typ T 1
OWK	Elbe (Ost)	Elbe Hafen		Elbe (West)			Elbe (Übergangsgewässer)		
AeTI [Indexwert]	2,76	3,29	2,91	3,28	2,79	3,11	2,02	2,78	2,58
+/- s < 0,3	0,16 (ja)	0,21 (ja)	0,15 (ja)	0,14 (ja)	0,19 (ja)	0,14 (ja)	0,31 (nein)	0,22 (ja)	0,20 (ja)
ökol. Zustand	III moderat	IV unbefriedigend	IV unbefriedigend	IV unbefriedigend	III moderat	IV unbefriedigend	n.a.	III moderat	III moderat
>= Mindestartenzahl	ja	ja	ja	ja	ja	ja	nein	ja	ja
Ges.Taxazahl [n abs.]	55	37	69	48	45	66	27	43	53
Eco-Arten [n abs]	43	24	52	38	36	55	19	37	45
Eco-Arten [%]	78	65	75	79	80	83	70	86	85
MAZ [n]	14,0	8,9	11,4	9,2	8,7	8,9	4,6	9,6	7,1
ADF [Indexwert]	> 12	2,6	> 12	3,4	3,3	4,8	2,0	9,2	9,5
+/- s	0,9	0,4	1,0	0,6	0,6	0,8	0,4	0,9	1,0
Stichproben [n]	9	9	18	13	13	26	12	12	24
zufällige Verteilung	aggregiert	ja	aggregiert	aggregiert	ja	aggregiert	ja	ja	aggregiert

Anzahl der eingestufteten Arten pro Eco-Klasse

QS/Gew.Typ/OWK	QS Oezs	QS Uesh	Typ 20-TEL	QS MüLo	QS TwFS	Typ 22.3-TEL	QS BöSM	QS BeNS	Typ T 1
Eco-Klasse	Elbe (Ost)	Elbe Hafen		Elbe (West)			Elbe (Übergangsgewässer)		
I	2	0	2	0	0	0	3	3	4
II	2	2	2	3	6	6	3	5	7
III	12	5	11	7	8	11	5	11	14
IV	14	9	19	13	9	18	5	7	8
V	13	8	18	15	13	20	3	11	12
Kontrolle (s. Eco-Arten)	43	24	52	38	36	55	19	37	45

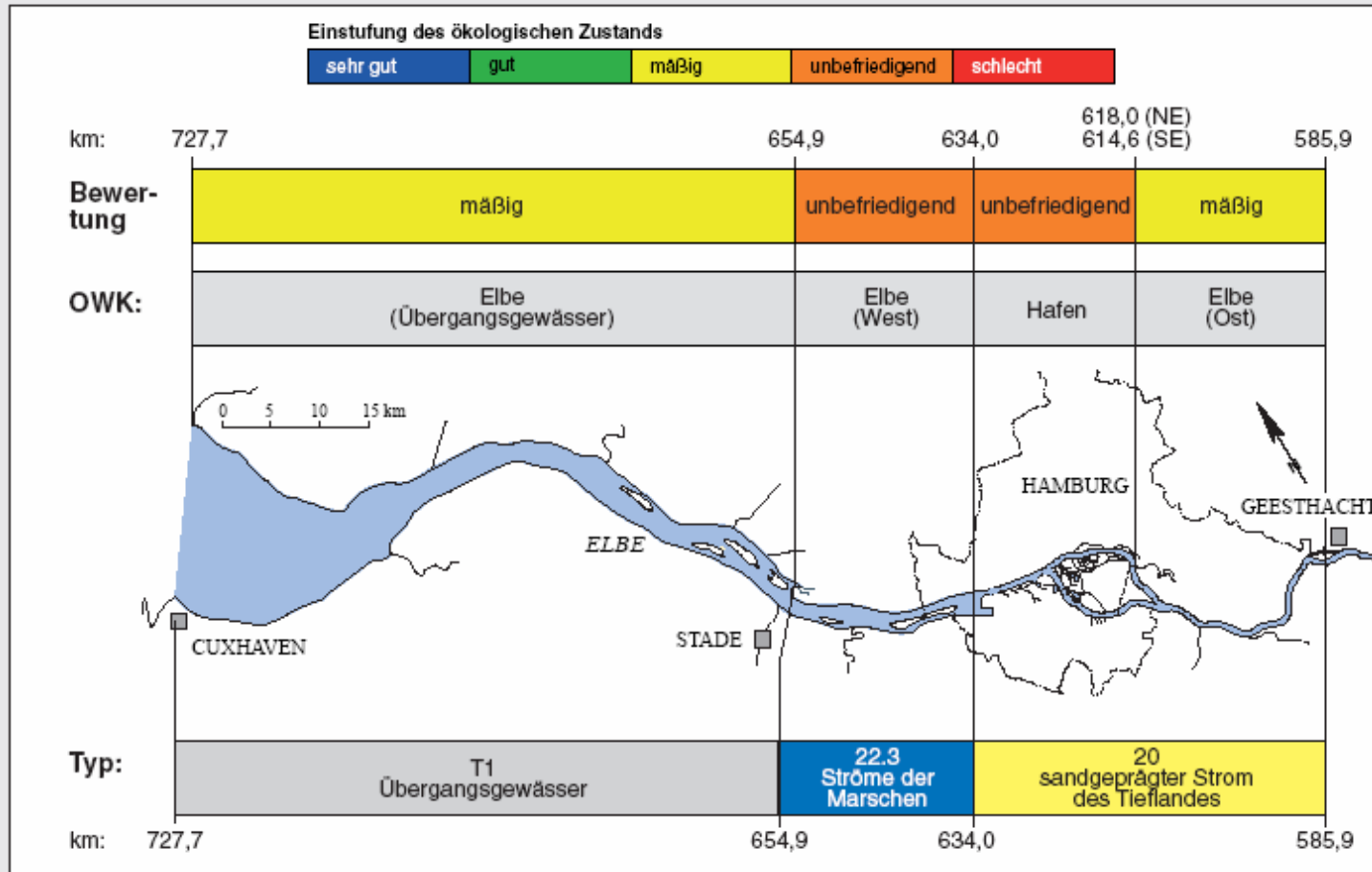


Abb. 14: Vorläufige Bewertung der Qualitätskomponente Makrozoobenthos gemäß WRRL in der Tideelbe - 2005

Die Termine einer Ästuar-Untersuchung wären grundsätzlich in das zeitige Frühjahr und den Spätsommer/Herbst zu legen. Dies berücksichtigt die unterschiedlichen Reproduktions- und Entwicklungszyklen der einzelnen Fauneneinheiten aus dem Süß-, Brackwasser und marinen Milieu. Eine einmalige Beprobung, bspw. Ende Frühjahr/Anfang Sommer, stellt schlichtweg einen Kompromiss dar (Informationsverluste sind einzurechnen). Für die Testuntersuchung 2005 wurden die Proben im limnischen und schwach oligohalinen Abschnitt im Juni, im OWK Elbe Übergangsgewässer im August gezogen, was sich im nachhinein als richtig erwies. Die bessere Lösung ist allerdings die eingangs genannte mit zwei saisonalen Beprobungen.

Bzgl. des (zu erwartenden) ökologischen Potentials noch die Ermahnung, zukünftig auch die Hartsubstrate der Steinschüttungen/Stacks zu beprobieren, da sie der sog. „21. Probe“ gemäß Verfahren MEIER et al. (2006) entsprechen und für eine Bewertung des ökologischen „Potentials“ der Tideelbe als „heavily modified waterbody“ wahrscheinlich notwendig werden.

Bis zur Erstellung des ersten Bewirtschaftungsplanes, der bis Ende 2009 vorzulegen ist, sollte abweichend von der in der WRRL vorgegebenen Frequenz, eine jährliche Beprobung der QK_BWF durchgeführt werden. Damit kann es als gesichert gelten, dass für die Anwendung des Verfahrens eine genügend breite Datenbasis zur Verfügung steht. Auch auf die Gefahr hin einer Wiederholung: Eine Probenahme p. a. ist im Ästuar mit Informationsverlusten verbunden; mehrjährige Jahresabstände erhöhen diese noch erheblich. Im Endeffekt werden die Lücken größer und die Fragen immer mehr.

6 Zusammenfassung

Der von KRIEG (2005) für norddeutsche Ästuar entwickelte Prototyp des AeTIs wurde wiederholt überarbeitet und erweitert. Die Bewertungsmethode beruht ebenso wie das für große Ströme, Flussmittelläufe und Bundeswasserstraßen konzipierte Potamontypieverfahren (SCHÖLL et al. 2005) auf einem multimetrischen Ansatz, dem Ästuartypie-Verfahren (KRIEG 2006). Im Gegensatz zu SCHÖLL et al. (2005) konnten als ergänzende Metriken ausschließlich zwei Indizes zur Biodiversität berücksichtigt werden: Die Mittlere Artenzahl (=MAZ) und die α -Diversität nach FISHER et al. (1943) (=ADF). Bis auf die „Organische Verschmutzung“ (Saprobie) sind die weiteren von SCHÖLL et al. (2005) eingesetzten Prüfgrößen für das Elbe-Ästuar ungeeignet. Das Modul (1) Saprobie ist aber nur lokal einsetzbar, in der limnischen Tideelbe, den OWK Ost und OWK Hafen, da seewärts der Brackwassereinfluss immer stärker wird.

Das **Ästuartypie-Verfahren** (=AeTV) ergänzt das Modul 3 und dient der Bewertung der Allgemeinen Degradation gem. MEIER et al. (2006). Die Methode erfüllt die Kriterien der EG-WRRL, hier Artenzahl, strukturelle Zusammensetzung und Vielfalt der Gesellschaft benthischer Wirbelloser, ebenso wie die Individuenzahlen (indirekt) und der Anteil sensitiver Arten. Die Bausteine des AeTV sind drei nachstehenden Metriken.

(a) Das Grundelement des Aestuar-Typie-Index (= AeTI) ist die „Offene Liste“ typspezifischer Indikatorarten; für die Tideelbe eben jene ästuar- und potamontypischen Fließgewässerspezies. 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. Die Indizierung erfolgte auf der Basis von Literaturrecherchen und aufgrund von Expertenwissen (= WRRL konform!). Die im einzelnen modifizierte Liste der 288 eingestufteten Arten ist im Anhang archiviert (Tab. A.3). Die Liste entspricht in ihrer revidierten Fassung gleichzeitig der modellhaften Referenz des Bewertungsraumes.

Die Berechnungsformel für den AeTI basiert unverändert auf SCHÖLL et al. (2005), wie auch dessen Gültigkeitskriterien weiterhin gelten (vgl. Anhang: Tab. A.4). Werden die Kriterien nicht erfüllt, so sind die zwei Metriken MAZ und ADF zur biologischen Vielfalt heranzuziehen und

gegen den AeTI abzuwägen. Der Indexwert kann rechnerisch zwischen 1,0 und 5,0 schwanken. Die Zuordnung der Rechenwerte, entsprechend den 5 ökologischen Zustandsklassen, wurde berichtigt und den Anforderungen gem. PE-CONS 3639/00 Anhang V REV 1 angepasst.

(b) Die strukturelle Diversität wird anhand der „Mittleren Artenzahl“, der MAZ, aus mehreren Stichproben mit einheitlicher Probenahme­fläche bestimmt. Im Gegensatz zum AeTI ist die MAZ nicht übergreifend auf das Ästuar in seiner Gesamtheit, übertragbar. Die Größe kann die ökologischen Zustandsklassen über die Flusstypen einheitlich nicht angeben. D. h., für jeden der drei Fließgewässertypen ist eine eigene Skalierung notwendig.

(c) Das Diversitätsmaß ADF 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. Für die Anwendbarkeit des Schätzmaßes ADF gelten die selben Bedingungen wie für die MAZ. Auch „alpha“ kann nicht über die 3 Flusstypen hinweg die ökologische Zustandsklasse angeben. Bezüglich der typspezifischen Klassifikation und Gültigkeit sind allerdings grundlegende Änderungen vorgenommen worden.

Die vorliegende Untersuchung stellt das Ergebnis des Bewertungs- und Monitoringsverfahrens für die QK „benthische wirbellose Fauna“ im Koordinationsraum Tideelbe im Sommer 2006 vor. Für die vorgezogene, überblickswe­ise Überwachung wurden je zwei Querschnitte in den drei Fließgewässertypen TEL mit insgesamt 36 Stationen ausgewählt. Zielvorgabe war außer der Verifizierung der Bewertungsmethodik vor allem die Optimierung methodischer Rahmenbedingungen, wie Probenahme­strategie und Design, Bearbeitung und Auswertung der benthischen Invertebraten incl. der dominanten Fauneneinheiten **Annelida** und **Chironomidae**.

Die Bewertung der definierten Oberflächenwasserkörpern bzw. Flusstypen anhand der QK_BWF konnte im Rahmen der vorgezogenen, überblicksweisen Überwachung 2006 grundsätzlich durchgeführt werden. Insgesamt wiesen die 3 Fließgewässertypen bzw. 4 Oberflächenwasserkörper der Tideelbe generell einen „**mäßigen**“ ökologischen Zustand auf. Da die Bewertungsmethodik auf drei Metri­zen basiert, wurde bspw. für den OWK Elbe (West) aufgrund der Biodiversität eine Aufwertung empfohlen. Formal entsprach die Einstufung der Klasse IV, korrigiert wurde sie nach Zustandsklasse III. Für das Teilgebiet OWK Hafen des FGW-Typs 20-TEL wurde dagegen eine Abwertung in eine „unbefriedigende“ Zustandsklasse aufgrund der extrem schlechten Biodiversität vorgeschlagen. Ursächlich ist die Degradation auf die artenarme und gering strukturierte Fahrrinnenbesiedlung zurückzuführen. Diese Negativindikation ist im Prinzip kennzeichnend für den Untersuchungsraum ab Hamburger Hafen in Richtung See. Erst im äußeren Trichterbereich der Unterelbe (Strom-km 708) entschärft sich die Fahrrin­nensituation. Grundsätzlich war es die Besiedlung resp. Bewertung der Watten und Flachwasser, die die Gebietsklassifizierung aus dem Negativbereich steuerte. Je größer die Flächenrelation Watt vs. Fahrrinne zugunsten ersterer ausfiel, umso günstiger fiel die Bewertung aus. Dementsprechend zeigte sich im Trichterbereich (OWK Elbe Übergangsgewässer) eine Tendenz hin zu einem „guten“ ökologischen Zustand. Wie gesagt, tendenziell. Die formale Bewertung entsprach 2005 wie 2006 der „moderaten“ Einstufung.

Erwartungsgemäß wurde in **keinem** der OWK Tideelbe der „sehr gute“ oder „gute“ ökologische Zustand uneingeschränkt erreicht. Im Vergleich mit 2005 ist das Bewertungsergebnis für den lokalen OWK Elbe (West) um annähernd eine Klasse besser ausgefallen. Für sich genommen wäre der OWK Hafen in beiden Jahren hingegen unbefriedigend bewertet worden; allerdings aufgrund formaler Mängel in 2006 keine gültige Einstufung.

7 Literatur

- AQEM/STAR CONSORTIUM (2006): The AQEM sampling method to be applied in STAR. Bericht www.eu-star.at/tops/top_protocols.htm (Stand 2006).
- 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 Wassergütestelle Elbe, Hamburg, 49 S.
- ARGE ELBE (2005): Konzept zur Überwachung des Zustands der Gewässer - Bearbeitungsgebiet Tideelbestrom (C-Ebene). - Entwurf, Stand 17.10.2005, Sonderaufgabenbereich Tideelbe, Bericht der Wassergütestelle Elbe, Hamburg, 51 S. + Anhang.
- ASTERICS (2006): Asterics einschließlich PERLODES. Version 3.0. Mai 2006. Software Handbuch für deutsche Version. – www.fliessgewaesserbewertung.de oder www.aqem.de
- 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 (Schuchardt & 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 Hafenausbau, Hamburg. – Bioconsult Bremen und HUuG Tangstedt (Krieg).
- 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 (Schuchardt & 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 (unveröff.). - Bioconsult Bremen (Schuchardt & Scholle GbR) und HUuG Tangstedt (Krieg).
- 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 (Schuchardt & Scholle GbR) und HUuG Tangstedt (Krieg).
- DAHL, F. (1893): Untersuchungen über die Thierwelt der Unterelbe. – Ber. Komm. wiss. Unters. dtsch. Meere, 3, 151-185.
- FH HAMBURG PORT AUTHORITY (Eds.) (2005): Im Focus dynamischer Wachstumsmärkte. Chancen und Entwicklungspotenziale des Hamburger Hafens. – FH Hamburg, Wirtschaftsbehörde, Hamburg Port Authority: 73 pp.
- 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.
- GIERE, O. & O. PFANNKUCHE (1982): Biology and ecology of marine oligochaeta. A review. – Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 20, 173-308.
- GRIMM, R. & KIESEWETTER, B. (1996): Ecological study on the ditches and tideways of the Wedeler Marsch and on the Fährmannssander Watt. – Arch. Hydrobiol./Suppl. 110 (2/3): 215-262.
- HAGGE, A., F. EGGERS, H.-J. KRIEG & H.-J. SCHUBERT & G. STILLER (2003): Untersuchungen zur EU-Wasserrahmenrichtlinie an ausgewählten Flussunterläufen (Hypopotamal) und Speicherbecken der Marschen von Schleswig-Holstein. Bd. 1-8. – Gutachten i. A. LANU SH 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.
- KINNÉ, O. (1964): Physiologische und ökologische Aspekte des Lebens in Ästuarien. – Helgol. Meeresunters. 11: 131-156.
- KÖHN, J. & F. GOSELCK (1989): Bestimmungsschlüssel der Malakostraken der Ostsee. – Mitt. zool. Mus. Berlin 65, 3-114.
- 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.- HUuG Tangstedt: 38 S.
- KRIEG, H.-J. (2006): Prüfung des erweiterten Aestuar-Typie-Indexes (AeTI) in der Tideelbe als geeignete Methode für die Bewertung der Qualitätskomponente benthische Wirbellosenfauna gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie im Rahmen eines vorläufigen Überwachungskonzeptes (Biomonitoring). Praxistest AETI anhand aktueller Daten der wirbellosen Bodenfauna (Zoobenthos) im Untersuchungsraum Tideelbe und Konzept zur Probenahmestrategie sowie Design und Probenauf- und Bearbeitung. Gutachten i. A. ARGE ELBE, KORTELE & FH Hamburg, BSU/WG Elbe. – HUuG Tangstedt: 48 S.
- KÜHL, H. (1972): Hydrographie and biology of the Elbe Estuary. – In: BARNES, H. (Ed.). –Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 10: 225-309.
- 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.
- MEIER, C., HAASE, P., ROLAUFFS, K., SCHINDEHÜTTE, K.; SCHÖLL, F., SUNDERMANN, A. & HERING, D., (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung. Stand Mai 2006. – www.fliessgewaesserbewertung.de
- 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. (1916): Ein eigentümlicher neuer Enchytraëidae 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.
- 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.
- ROHDE, H. (1971): Eine Studie über die Entwicklung der Elbe als Schifffahrtstraße. – Mitt. Franzius-Inst. Grund- u. Wasserbau, TU Hannover, 36: 17-241.
- SCHÖLL, F. & A. HAYBACH (2001): Bewertung von großen Fließgewässern mittels Potamon-Typie-Index. Verfahrensbeschreibung und Anwendungsbeispiele. – BfG Koblenz, Mitt. 23, 28 S.
- SCHÖLL, F., A. HAYBACH & B. KÖNIG (2005): Das erweiterte Potamontypieverfahren zur ökologischen Bewertung von Bundeswasserstraßen (Fließgewässertypen 10 und 20: kies- und sandgeprägte Ströme, Qualitätskomponente Makrozoobenthos) nach Maßgabe der EU-Wasserrahmenrichtlinie. - Hydrologie und Wasserwirtschaft, 49, Heft 5, 234-247.

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 Hafengebäude, Hamburg und Planungsgruppe Ökologie und Umwelt Nord, Hamburg. - Inst. Hydrobiol. Fisch.wiss. Univ. Hamburg und Krieg – Beratender Biologe, HUuG Tangstedt, 567 S.

Tangstedt, den 18. Februar 2007

Abgestimmte Endfassung (Vers. III/02.07)

(Entwurfssfassung Vers. III/01.07 vom 31. Januar 2007)


HUuG Tangstedt
H.-J. KRIEG – Beratender Biologe
Pinneberger Weg 2 - 25499 Tangstedt
Telefon 04101 - 275 73

t a b e l l a r i s c h e r

A n h a n g



C D – R O M

- A. 1 Rahmendaten der Probenahme Tideelbe im Sommer 2006
- A. 2 QK MZB qual.-quant. Rohdaten der Einzelproben
- A. 3 Eco-Einstufung der Arten (Offene Artenliste)
- A. 4 Formeln AeTI, dessen Gültigkeitskriterien sowie MAZ und ADF
- A. 5 Klassifikation AeTI, MAZ & ADF für ökol. Zustand TEL