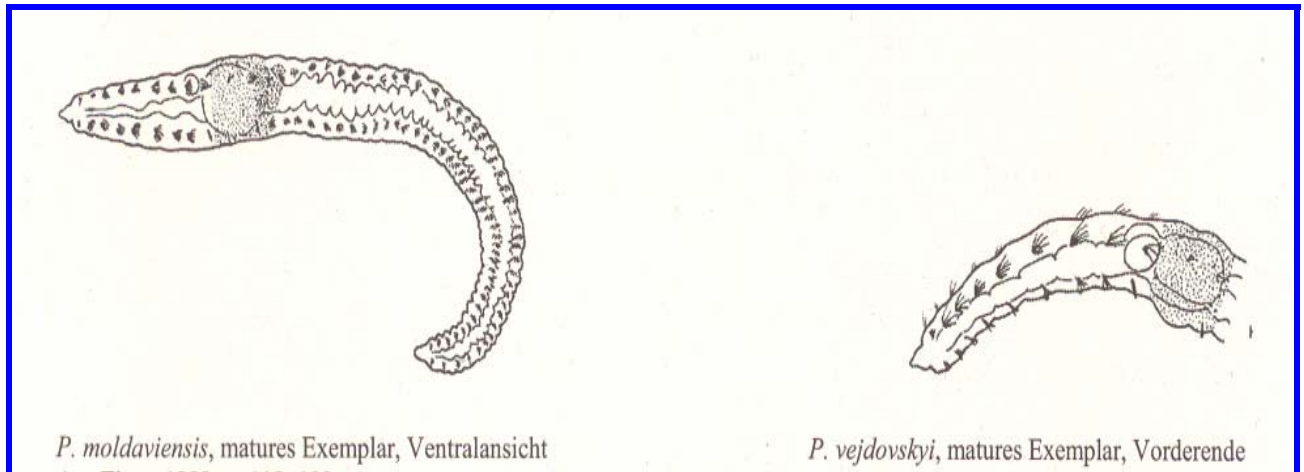


**Die Entwicklung eines modifizierten Potamon-Typie-Indexes
(Qualitätskomponente benthische Wirbellosenfauna)
zur Bewertung des ökologischen Zustands der Tideelbe von
Geesthacht bis zur Seegrenze**

**Methodenbeschreibung AeTI (Aestuar-Typie-Index)
und Anwendungsbeispiele**



**Auftraggeber
ARGE ELBE – FHH/BSU - WG Elbe**

März 2005

Auftraggeber: **ARGE ELBE – FH Hamburg/BSU
Wassergütestelle Elbe**

Neßdeich 120 - 121
21129 HAMBURG

Titel: **DIE ENTWICKLUNG EINES MODIFIZIERTEN
POTAMON-TYP-INDEXES
(OK BENTHISCHE WIRBELLOSENFAUNA)
ZUR BEWERTUNG DES ÖKOLOGISCHEN ZUSTANDS
DER TIDEELBE VON GEESTHACHT
BIS ZUR SEEGRENZE**

**Methodenbeschreibung AeTI (Aestuar-Typ-Index)
und Anwendungsbeispiele**

Endfassung

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: Diplombiologe Hans-Joachim Krieg
HUuG Tangstedt

Inhalt: 38 Seiten

Datum: 22. März 2005

INHALTSVERZEICHNIS**SEITE**

1	Einleitung	1
1.1	Vorbemerkung	1
1.2	Zielsetzung	2
2	Bearbeitungsgebiet und Geltungsbereich AeTI	3
3	Methodische Anforderungen	4
4	Schritte zum ökologischen Index AeTI	6
4.1	Der Eco-Wert oder die Indizierung der Art	7
4.2	Der Aestuar-Typie-Index (AeTI)	14
5	Vom Index zur Klassifizierung des ökologischen Zustands (Potentials)	15
6	Verifizierung	18
6.1	Querschnitt Zollenspieker	19
6.2	Querschnitt Twielenfleth - Fährmannssand	20
6.3	Querschnitt Belum – Neufelder Koog	22
7	Ausblick	24
7.1	Erprobung des Bewertungsverfahrens und Monitoringprogramms	24
7.2	Anwendbarkeit auf die weiteren Aestuarie der Deutschen Bucht (Nordsee)	25
8	Zusammenfassung	26
9	Literatur	28
9.1	zitierte Literatur	28
9.2	ausgewertete Literatur (Autökologie, Traits, Indikation, Eco-Indizierung)	30

ABBILDUNGSVERZEICHNIS**SEITE**

Abb. 1	Relative Faunenzusammensetzung PTI versus AeTI	7
Abb. 2	Verteilung der Taxa auf die Eco-Werte und die Fließgewässertypen	8
Abb. 3	Obere limnische Tideelbe – Anzahl der AeTI-eingestuften Arten pro Öko-Klasse sowie der AeTI-Rechenwert und das ökologische Potential	19
Abb. 4	Untereelbe – Anzahl der AeTI-eingestuften Arten pro Öko-Klasse sowie der AeTI-Rechenwert und das ökologische Potential	21
Abb. 5	Untereelbe/Belum – Anzahl der AeTI-eingestuften Arten pro Öko-Klasse sowie der AeTI-Rechenwert und das ökologische Potential	23

TABELLENVERZEICHNIS**SEITE**

Tab. 1	Beschreibung der Gewässertypen Tideelbe	3
Tab. 2	Eco-Werte der Indikatorarten und Gattungen in alphabetischer Reihenfolge	9
Tab. 3	Beispiele zur Einstufung (von der Basis- zur EndEinstufung)	13
Tab. 4	Basisparameter zur Öko-Klassen-Bildung	16
Tab. 5	Einordnung der berechneten AeTI-Werte in Öko- & EU-Klassen	17
Tab. 6	Prüfung auf Gütigkeit der ermittelten AeTI-Rechenwerte (Untereelbe)	21
Tab. 7	Prüfung auf Gütigkeit der ermittelten AeTI-Rechenwerte (Belum)	23

Die Entwicklung eines modifizierten Potamon-Typie-Indexes (Qualitätskomponente benthische Wirbellosenfauna) zur Bewertung des ökologischen Zustands der Tideelbe von Geesthacht bis zur Seegrenze

Methodenbeschreibung AeTI (Aestuar-Typie-Index) und Anwendungsbeispiele

1 Einleitung

1.1 Vorbemerkung

„Wasser ist keine übliche Handelsware, sondern ein ererbtes Gut, das geschützt, verteidigt und entsprechend behandelt werden muß“.

Mit diesem bedeutsamen Satz beginnt die Präambel der am 22.12.2000 in Kraft getretenen Richtlinie 2000/60 EG des Europäischen Parlaments und des Rats zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik - im weiteren kurz als EU-WRRL (Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union) zitiert. Möge der einleitende Satz Politik und Verwaltung als Ansporn und nicht als Floskel dienen.

Welche Folgen hat diese Richtlinie nun für die großen Tieflandströme, insbesondere die Tideelbe? Grundsätzlich ist in einem ersten Schritt der ökologische Zustand von Fließgewässern anhand einer 5-stufigen Skala von „sehr gut“ bis „schlecht“ zu beurteilen (vgl. EU-WRRL, Anhang V), um darauf aufbauend Management- und Bewirtschaftungspläne für die Flusseinzugsgebiete zu entwickeln. Für die Status quo-Analyse der jeweiligen biologischen Qualitätskomponenten [= QK] (vgl. EU-WRRL, Anhang V, Pkt. 1.1 ff.) ist die Messlatte hochgesetzt: Prinzipiell hat die Bewertung auf einer ungestörten Referenzbiozönose zu basieren, die einer naturnahen bzw. natürlichen Beschaffenheit weitgehend entsprechen sollte (analog „sehr guter Zustand“). Bis 2006 sind dann Überwachungsprogramme (Art. 8) aufzustellen (v. a. Biomonitoring) und im weiteren Maßnahmen einzuleiten (v. a. Art. 11, 13), die sicherstellen, dass bis 2015 ein „guter Zustand“ für die betreffende Oberflächenwasserkörper insgesamt erreicht wird (vgl. Art. 4, Abs. 1 (a); Ausnahmeregelung Art. 4, Abs. 4).

Für die Schifffahrtsstraße Tideelbe können die „strengen“ Kriterien – nicht aber der Fahrplan - in dem Sinne „aufgeweicht“ werden, da dieser Flussabschnitt durch massive anthropogene Eingriffe seit über 100 Jahren gestört, d. h. der Wasserkörper erheblich (und nachhaltig) verändert worden ist (vgl. Art. 2, 4). Gemäß EU-WRRL ist dann nicht der „gute ökologische Zustand“, sondern das Erreichen eines „guten ökologischen **Potentials**“ anzustreben (vgl. auch CIS-ARBEITSGRUPPE 2.2 2002); die zugrundeliegende Referenzbiozönose entspräche demnach dem „höchsten ökologischen Potential“ (vgl. EU-WRRL, Anhang V, Pkt. 1.2.5).

Eine erste typifizierte Bewertung ist Ende der 90-er Jahre mit dem Standorttypieindex (= STI) für die Fließgewässers Mecklenburg-Vorpommerns vorgestellt worden (THIELE et al. 1996, LUNG-MV 2002). Allerdings nicht für eine übergeordnete QK, sondern für einzelne, repräsenta-

tive Großtaxa: Trichoptera (aquatische Larven und Imagines), Lepidoptera (Imagines) und Makrophyten. Der STI-Makrophyten wird zur Zeit für die Tideelbe modifiziert (STILLER 2005).

Für die OK „benthische Wirbellosenfauna“ ist dann von SCHÖLL & HAYBACH (2000, 2001) ein Bewertungsverfahren für die großen Ströme, insbesondere im Hinblick auf ihre Nutzung als Bundeswasserstraßen (= BWStr.), entwickelt worden: der Potamon-Typie-Index (= **PTI**). Der regionale Geltungsbereich des Verfahrens ist prinzipiell auf das Epi- und Metapotamal mitteleuropäischer Flüsse begrenzt. Die Einschränkung ergibt sich aus der Zusammensetzung der Faunenliste. Auch das erweiterte Potamontypieverfahren (SCHÖLL, HAYBACH & KÖNIG im Druck) bleibt grundsätzlich auf diese Flussregionen beschränkt, wiederum mit Hervorhebung des Potamals von BWStr., analog den Fließgewässertypen 10 und 20 (kies- und sandgeprägte Ströme). Die Aktualisierung bezieht sich auf Änderungen zur mathematischen Index-Ableitung, der Formulierung von verbindlichen Randbedingungen und auf zusätzliche Module zur Absicherung und Ergänzung des Verfahrens.

1.2 Zielsetzung

Im Gegensatz zu den Gewässerkategorien Seen und Flüsse gibt es für die Übergangsgewässer, ebenso wie für die angrenzenden Küstengewässer, bis dato noch erhebliche Lücken in der Bewertung und Klassifizierung des Makrozoobenthos hinsichtlich seiner ökologischen Zustände. Andererseits drängt der „Fahrplan“ der EU hier ein entsprechend brauchbares Verfahren vorzulegen.

Im Nachfolgenden wird eine Modifizierung für das Hypopotamal, das **Elbe-Aestuar** vorgestellt: der **AeTI**, basierend auf den bewährten Grundsätzen des PTI nach SCHÖLL & HAYBACH (2001) und SCHÖLL, HAYBACH & KÖNIG (im Druck).

Die „Eckpunkte“ des Verfahrens PTI sind der **Verzicht** auf ein traditionelles **Leitbild** bzw. auf ein möglichst naturnahes, ohne störende Einflüsse geformtes **Referenzkonstrukt**. Dem wird uneingeschränkt gefolgt. Die konsequente Aufgabe der leitbildorientierten Bewertung resultiert aus der seit mehreren Jahrhunderten anthropogenen Überformung unserer großen Ströme, die die Festlegung einer ungestörten Referenzbiozönose ad absurdum führt. Außerdem hat sich das Faunenspektrum der großen Ströme in den letzten Jahrzehnten durch die Einschleppung und schnelle Verbreitung invasiver Neozoen deutlich, wahrscheinlich irreversibel geändert. Die ökologischen Nischen ehemaliger, genuiner Arten sind bereits durch Neueinwanderer besetzt. Deshalb der Vorschlag von SCHÖLL & HAYBACH (2001) dem Prinzip der „offenen Artenliste“ zu folgen, d. h. die Berücksichtigung aller tatsächlichen und potentiell nachzuweisenden Arten des Potamons oder im vorliegenden Fall des **Aestuars** (= Hypopotamal). Bewertet wird ausschließlich die Präsenz der Arten und **nicht** der Fehlbetrag (letzterer gemessen an einer Faunenliste tatsächlicher Arten = Referenz). Als interne Referenz gilt der „gute ökologische Zustand“ bzw. das „Potential“, da gem. EU-WRRL, Anhang V diese Klasse eine weitgehend ungestörte (Fluss-/Aestuar-) Biozönose repräsentieren sollte. Mit anderen Worten, es handelt sich quasi um die Gesamtheit der (fluss-) aestuarspezifischen Arten in dieser Klasse. Die Frage nach der Definition einer aestuarspezifischen oder standorttypischen bzw. charakteristischen Art, ist einfach zu treffen: alle Arten, die ihren Verbreitungsschwerpunkt in der Flussregion Aestuar haben. Darüber hinaus werden noch jene Arten hinzugezählt, die ohne spezifische Bindung im Aestuar **regelmäßig** registriert werden – bis hin zu Allerweltsarten, sog. Ubiquisten. Ein Zuviel an Arten bleibt folgenlos, da es sich um eine Positivliste handelt ... und problemlos ist das Spektrum um weitere Arten zu ergänzen. Im Gegensatz zum Originalindex ist das Artenspektrum durch drei typische Fauneneinheiten erweitert worden: die Polychaeta, Oligochaeta und Chironomidae.

Also jene artenreichen Taxagruppen, die vornehmlich die sandigen und schlammigen Habitate des Hypopotamals besiedeln.

Die Tideelbe zwischen Geesthacht und Cuxhaven ist **kein** einheitlicher Wasserkörper, sondern in vier Oberflächenwasserkörper unterteilt, die wiederum zu drei Fließgewässertypen zusammengefasst sind (vgl. ARGE ELBE 2004): Auf der Grundlage der QK benthische Wirbellosenfauna sowie nach BRIEM (2003) sind der sandgeprägte Tieflandstrom Typ 20, das Marschengewässer Typ 22 und das Übergangsgewässer Typ T 1 für das Elbe-Aestuar zu differenzieren. Es ist einleuchtend, dass es fließende Übergänge zwischen den starren Grenzen der hypopotamalen Flusstypen gibt, gemessen an biotischen und abiotischen Parametern, die über große Distanzen streuen können. Deshalb zielt der **AeTI** darauf ab, der ökologischen Vielgestaltigkeit der **gesamten** Tideelbe als ein integrativer Bewertungsmaßstab gerecht zu werden.

2 Bearbeitungsgebiet und Geltungsbereich AeTI

Das Bearbeitungsgebiet umfasst die Tideelbe zwischen der Staustufe Geesthacht und der Seegrenze bei Cuxhaven ohne Nebengewässer: von Strom-km 585,9 bis 727,0. In der nachfolgenden Tab. 1 ist eine Charakterisierung der Gewässertypen für das Gebiet dargestellt. Die Angaben sind für die Einschätzung der Leitarten sowie der Standortbedingungen durchaus relevant. Die entsprechenden Daten sind den UVU-MATERIALBÄNDEN I, III & VII (1997) sowie dem C-Bericht zur Umsetzung der EU-WRRRL entnommen (ARGE ELBE 2001, 2004).

Prinzipiell stimmt der Geltungsbereich mit dem Bearbeitungsgebiet überein, was die Übertragung des AeTI auf die weiteren Nordsee-Ästuarie aber nicht ausschließt (vgl. dazu Kap. XXX).

Tab. 1: Beschreibung der Gewässertypen Tideelbe

Legende: n. a. = nicht angegeben; „harter“ Uferverbau = Stacks, Schüttsteinböschungen, Pflasterung, Asphaltierung, Spundwände, Kaianlagen

Gewässertyp/ Parameter	Fließgewässertyp 20 sandgeprägter Tieflandstrom	Fließgewässertyp 22 Marschengewässer	Typ T 1 Übergangsgewässer
Wasserkörper	Elbe (Ost) & Hafen	Elbe (West)	Elbe (transitional zone)
Talform	Flachland	Flachland	Flachland
Länge von – bis [Strom-km]	585,9 - 632,0	632,0 - 655,0	655,0 - 727,0
Breite [m]	Ø 200	200 – 2.000	2.000 bis > 5.000
Tiefe unter SKN [m]	< 6 bis 15,3	< 15	< 30
lgj. mittleres Oberwasser [$m^3 s^{-1}$]	729	770	n. a.
Strömung, max. Flutstrom [$m s^{-1}$]	< 1	1,2 - 1,5	1,2 - 2
Salzgehalt [‰]	< 0,5 (limnisch)	± 0,5 (max. > 1; oligohalin)	> 0,5 – 25 (oligo- bis polyhalin)
Tidehub [m]	2,7 – 3,6	3,1 - 3,4	2,8 – 3,2
Sedimenttypen Fettdruck = vorherrschend	Sande & Kiese Seitenräume: Schlick, Mischtypen & Sande	Schlick, Sande, Kiese Seitenräume: Schlick, Mischtypen & Sande	Schlick, Sande, Kiese Seitenräume: Schlick, Mischtypen & Sande
Wattflächen	kleinräumig, rudimentär	lokal (noch) großflächig	großflächig
„harter“ Uferverbau	extrem	gering	unbedeutend

Wie bereits eingangs erwähnt, wurde die Strecke von Geesthacht bis Cuxhaven gemäß EU-WRRRL vorläufig als „erheblich veränderte Wasserkörper“, analog „heavily modified waterbodies“ eingeordnet (vgl. dazu ARGE ELBE 2004). Grund hierfür sind nachhaltige, anthropogene Eingriffe in die Hydrodynamik der Tideelbe, wie der Bau der Staustufe Geesthacht, umfangreiche Deichbaumaßnahmen (Vorverlegung, Begradigung, Erhöhung) sowie Ausbau und Unterhaltung der Fahrinne.

Die Veränderungen betreffen v. a.

- Einschwingen der Tidewelle begrenzt durch das Querbauwerk Geesthacht und deren erzwungene Reflektion
- tiefgreifende Veränderungen der Morphologie durch mehrfache Anpassung der Fahrrinne an die Schifffahrt sowie deren stete Unterhaltung
- Tidenhubvergrößerung
- Strömungsgeschwindigkeiten
- Verschiebung der oberen Brackwassergrenze elbeaufwärts
- Verringerung von Vordeichflächen, andererseits Zunahme der Wattflächen zum Nachteil der Flachwasserbereiche
- künstlicher Uferverbau in Form von Steinschüttungen, Pflasterungen, Stacks etc.

Die Eingriffe haben die Hydromorphologie und -dynamik des Stroms und die Gewässerfauna so wesentlich verändert, dass der „gute ökologische Zustand“ höchstwahrscheinlich verfehlt wird. Deshalb die vorläufige Einstufung als „erheblich verändert“ (ARGE ELBE 2004).

3 Methodische Anforderungen

Die Untersuchungsbereiche ergeben sich aus der Position der vier ausgewiesenen Wasserkörper bzw. drei Fließgewässertypen der Tideelbe. Nach der aktuellen Einteilung differieren sie jeweils zwischen rd. 20, 50 und 70 km Länge. Die ungleich großen Gebiete erfordern eine unterschiedliche Besetzung mit Probestellen, wobei die Wahl der Standorte die ökologische Situation im gesamten Bemessungsraum repräsentieren muss. Eine einseitig auf Einleiter oder besonders wertvolle Habitate gerichtete Beprobung ist tunlichst zu vermeiden.

Grundsätzlich sollten für das Gebiet der Tideelbe die Weichsubstrate beprobt werden, da sie ganzheitlich gesehen den repräsentativen Siedlungsraum des Aestuars darstellen. In den Wasserkörpern Übergangszone und Elbe (West) spielen ufernahe Hartsubstrate im Vergleich zum Gesamtprofil eine nur unwesentliche Rolle. Im Hafen ist die „harte“ Uferverbauung dagegen dominant. Allerdings ist dieser Oberflächenwasserkörper aus der Bewertung vorerst auszuklammern (vgl. ARGE ELBE 2004). In der Elbe (Ost) sind Schüttsteinböschungen und Stacks gleichfalls relativ tonangebend, jedoch sind es die Weichsubstrate im Profilvergleich nicht minder. In der Gesamtheit sind also nicht die Hart- sondern die Weichsubstrate für das Hypopotamal Tideelbe charakteristisch und somit zu beproben.

Die Entnahmemethode ist den Besonderheiten großer Flüsse anzupassen. Sehr deutlich muss gesagt werden, dass das Verfahren nach AQEM/STAR (vgl. HAASE 2004, HAASE & SUNDERMANN 2004) für die Tideelbe, wie für Tieflandströme überhaupt, absolut ungeeignet ist. Der Strom ist nicht beliebig begehbar; große Wassertiefen und geringe Sichttiefe unterbinden ein gezieltes Besammeln. Einzusetzen sind deshalb die üblichen und bewährten Techniken aus dem Küsten- und marinen Bereich (vgl. Methodenbeschreibungen, u. a. RUMOHR 1990, UVU-MATERIALBAND VII 1997, SCHUCHARDT, SCHOLLE & KRIEG 2002, 2003, 2004).

Innerhalb eines Wasserkörpers sollen „**mindestens 8** quantitative Proben“ (einheitlich 1/10 oder 1/8 m² Probenoberfläche), „besser mehr, mit gleicher Technik“, bspw. Van-Veen-Greifer, genommen werden (Zitat: SCHÖLL, HAYBACH & KÖNIG im Druck). Je größer der Wasserkörper, desto mehr Stichproben sind erforderlich. Statt einer flächigen Zufallsverteilung empfiehlt sich die Anordnung der Probestellen auf einem Querprofil, wobei die Besetzung von der Breite des Stroms abhängig ist. So misst der Querschnitt Belum bis Neufelder Koog ca. 7,5 km; bei Zollen-

speiker sind es vom Süd- zum Nordufer rd. 200 m. Außerdem ist auch die Länge des Wasserkörpers bestimmend. Das Übergangsgewässer erstreckt sich über 76 Strom-km, hinsichtlich des Salzgehalts existiert ein Gradient von Ost nach West von > 1 bis 25‰ (max. 30‰). D. h. mit einem Querprofil ist der Salzgradient einschließlich seiner ökologischen Besonderheiten nicht fassbar; zwei sind mindestens erforderlich. Analog ist die Situation in den weiteren Oberflächenwasserkörpern zu prüfen. Von besonderem Interesse ist der Wasserkörper Elbe (West), da in diesem Abschnitt die obere Brackwassergrenze hin- und herpendelt ... so wie zwei der noch großflächigen Süßwasserwatten existieren: Fährmannssand und das „rudimentäre“ Mühlenberger Loch. Der Wasserkörper Elbe (Ost) ist dagegen mit einem Querschnitt abzudecken, da er aufgrund der Hydrodynamik und Morphologie vergleichsweise homogen ist.

Das Probenmaterial wird an Bord gesiebt. Als Maschenweiten (= MW) sind statt der üblichen $1.000\ \mu\text{m}$ 500 und/oder $250\ \mu\text{m}$ zu empfehlen. Letztere MW ist die stimmige Größe für Oligochäten (Meiofauna), ersteres geeignet für die eigentliche Makrofauna, u. a. (Klein-) Polychäten, Amphipoden. Außerdem sollte die Oligochätenfauna nicht aus der gesamten $0,1\ \text{m}^2$ Greiferfläche gewonnen werden, sondern als Unterprobe aus dem Greifer: Stechrohr $5\ \text{cm}\ \varnothing$, $10\ \text{cm}$ Tiefe (SCHUCHARDT, SCHOLLE & KRIEG 2002, 2003, 2004). Die Notwendigkeit der Unterbe-
probung ergibt sich aus der Dichteverteilung der Klein-Oligochätengesellschaft im Sediment; i. d. R. ist sie sehr viel individuenreicher als beim Makrozoobenthos (1 bis 3 Zehnerpotenzen größer). Die kleinskalige, natürliche Patchiness muss durch 6 – 8 (Stechrohr-) Parallelen kompensiert werden. Das Material wird sofort konserviert und mit Bengalrosa angefärbt; die weitere Bearbeitung erfolgt im Labor.

An dieser Stelle noch zwei kritische Anmerkungen zu dem bereits zit. Verfahren nach AQEM/STAR (HAASE 2004, HAASE & SUNDERMANN 2004), die für die Bearbeitung und Auswertung der Proben nicht unwesentlich sind. Erstens:

Die abenteuerlichen Schritte zur Teilung des Probenmaterials sind aus fachlicher Sicht nicht empfehlenswert – weder die Methode im Gelände noch im Labor. Eine Reduktion des Materials hat erst **nach** vollzogener Trennung Substrat/tote Organik vs. Organismen zu erfolgen. Mit anderen Worten: Erst nachdem die gesamte Probe durchsortiert, die Fauneneinheiten (= FE) separiert worden sind, wird im Bedarfsfall geteilt. Gemäß eigener, „guter Laborpraxis“ wird mit einem runden 10-fach-Planktonteiler geteilt (getestet mit verschiedenartigen FE und x-Wiederholungsläufen). Aus einer oder mehreren Kammern wird eine repräsentative Unterprobe abgesaugt; je nach FE zwischen 50 bis 150 Ind. (Unterprobe entsprechend $1/10$ – $5/10$). Für die Festlegung des Umfangs der Unterprobe spielt die Erfahrung über die qualitative Zusammensetzung einer Organismengesellschaft eine ausschlaggebende Rolle.

In Anbetracht der Tatsache, dass in der Benthologie die quantitative, aber auch die qualitative, methodisch-bedingte Fehlerquote a priori hoch ist, sollte das Manko, etwas zu teilen, von dem nicht bekannt ist, was es letztendlich enthält, tunlichst **vermieden** werden. Die vorsätzliche, wissentliche Inkaufnahme eines sog. „unvermeidlichen“ Fehlers, wird durch die AQEM/STAR-Methode in unverantwortlicher Weise legitimiert.

Zweitens:

Die im nachfolgenden diskutierte „offene Artenliste“ ist bzw. muss den Besonderheiten des Aestuars, des Hypopotamals angepasst sein: Ergo dominieren die Annelida (Polychaeta und Oligochaeta) und die Chironomidae. Dies leitet über zum nächsten, kapitalen Fehler der Methode AQEM/STAR – die Ignoranz gegenüber den vorgenannten Großtaxa in der sog. „**Operationellen Taxaliste**“. Unverständlicherweise sind die o. g. FE artenmäßig eindeutig unterrepräsentiert. Eine dürftige Reliktsammlung aus wenigen (Groß-) Taxa, kaum eine Artzuweisung. Andererseits aber das komplette Arteninventar der „klassischen“ Insektengruppen: v. a. Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera und eine äußerst artenreiche Auflistung von Coleopteren.

M. E. sind die meisten Käfer bis auf Ausnahmen, bspw. *Elmis* spp. oder *Hydraena* spp., keine Fließgewässer- sondern typische Seebewohner. Da stellt sich tatsächlich die Frage, was ist taxonomisch sinnvoll? Im Fall der Coleoptera wäre ein „Schnitt“ notwendig! Oligochaeten und Chironomiden sind dagegen ubiquitär verbreitet, selbst in Geest-, Heide- oder Mittelgebirgsbächen spielen sie eine bedeutsame Rolle - qualitativ wie quantitativ. Bei Zugrundelegung der „operationellen Taxaliste“ wäre der AeTI in den „Kinderschuh“ steckengeblieben“. Bereits SCHÖLL & HAYBACH (2001) haben auf den hohen Stellenwert der Oligochaeta und Chironomidae für das Meta- und Hypopotamal verwiesen, i. d. S., dass diese FE eine wesentliche Erweiterung des Verfahrens PTI für Tieflandflüsse darstellen.

4 Schritte zum ökologischen Index AeTI

Der Aestuar-Typie-Index ist, wie der Name sagt, für eine spezielle Flussregion, den Mündungsbereich ins Meer konzipiert. Zum besseren Verständnis sei die Definition des Aestuars vorangestellt (vgl. KAUSCH 1996): Durch Seitenerosion (Strömungsablenkung durch Corioliskraft) trichterförmig erweiterte Flussmündung in ein Gezeitenmeer, wie die Nordsee. Das Aestuar ist charakterisiert durch periodische Wasserstands- und Strömungsänderungen sowie die Umkehr der Fließrichtung bis zu einer (natürlichen) Tidegrenze im Hypopotamal. Außerdem kommt es zu einer Vermischung des Meer- mit dem Süßwasser. Diese Brackwasserzone reicht weit in den Fluss hinein. Vom Hypopotamal aus nimmt der Salzgradient allmählich zu, um im weiteren Verlauf sprunghaft anzusteigen. Die Zone zwischen 3 und 10‰ ist der kritische Übergang, den viele marine und Süßwasserarten nicht überleben. Eine gute Osmoregulation ist hier entscheidend, dazu sind aber nur wenige Brackwasserarten in der Lage. So ist in unseren Breiten die Artendichte der Aestuarie im Vergleich zum Potamal und Meer gering. Diesen Zusammenhang hat bereits DAHL (1893) erkannt.

Insofern ist es einleuchtend, dass die aktuelle Taxaliste des PTI weit über 100 Arten mehr aufweist als der AeTI-Katalog. Darüber hinaus ist die qualitative Zusammensetzung des Fauneninventars von Epi- und Metapotamal versus Hypopotamal verschiedenartig. Zweifelsohne gibt es zahlreiche Arten, die aus dem marinen Milieu bis an die Süßwassergrenze vordringen und sogar darüber hinaus, bspw. sind Schwärme von *Neomysis integer* oder *Palaemon longirostris* (Crustacea) bei Zollenspieker (Strom-km 598,7) während des Sommers nicht ungewöhnlich. Andererseits sind noch weit elbeabwärts, bis in das Mesohalinikum (\geq Strom-km 708), eigentliche Süßwasserarten präsent, v. a. Tubificiden der Gattung *Limnodrilus* (GIERE & PFANNKUCHE 1982). Meist stammen sie aus den Nebenflüssen, wie Stör oder Oste. Die beidseitige Vermischung ändert aber nichts an den qualitativen Unterschieden im Arten- und Faunenspektrum PTI vs. AeTI bzw. zwischen Potamon und Aestuar.

In Abb. 1 sind die relativen Verhältnisse der jeweiligen FE für die beiden Indizes gegenübergestellt. Die FE Polychaeta, Oligochaeta und Chironomidae sind auszuklammern, da sie auch im aktuellen PTI, bis auf Ausnahmen, (noch) nicht berücksichtigt werden. Spektakulär sind die Differenzen zwischen den Großtaxagruppen „klassische“ Insektenvertreter (v. a. Odonata, Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera) mit rd. 60 vs. knapp 10% und in gedämpftem Maße noch für die Crustacea (hier Malacostraca) mit 5 vs. 15%. Die limnische Tideelbe ist bis heute nur mit wenigen Eintags-, Köcherfliegen- und Libellenspezies besiedelt; Steinfliegen- & Käferarten fehlen vollständig (SCHÖLL et al. 1995, PETERMEIER & SCHÖLL 1994, SCHÖLL & FUKSA 2000). Mit anderen Worten, die „klassische“ Insektenfauna der Tideelbe ist de facto extrem artenarm. Diese Arten- und Individuenarmut ist jedoch nicht allein für die (obere limnische) Tideelbe, sondern auch für die Mittelelbe typisch. Spezies dieser FE erreichen in der Elbe noch immer nicht die Verbreitung und Häufigkeit wie in vergleichbaren Flüssen.

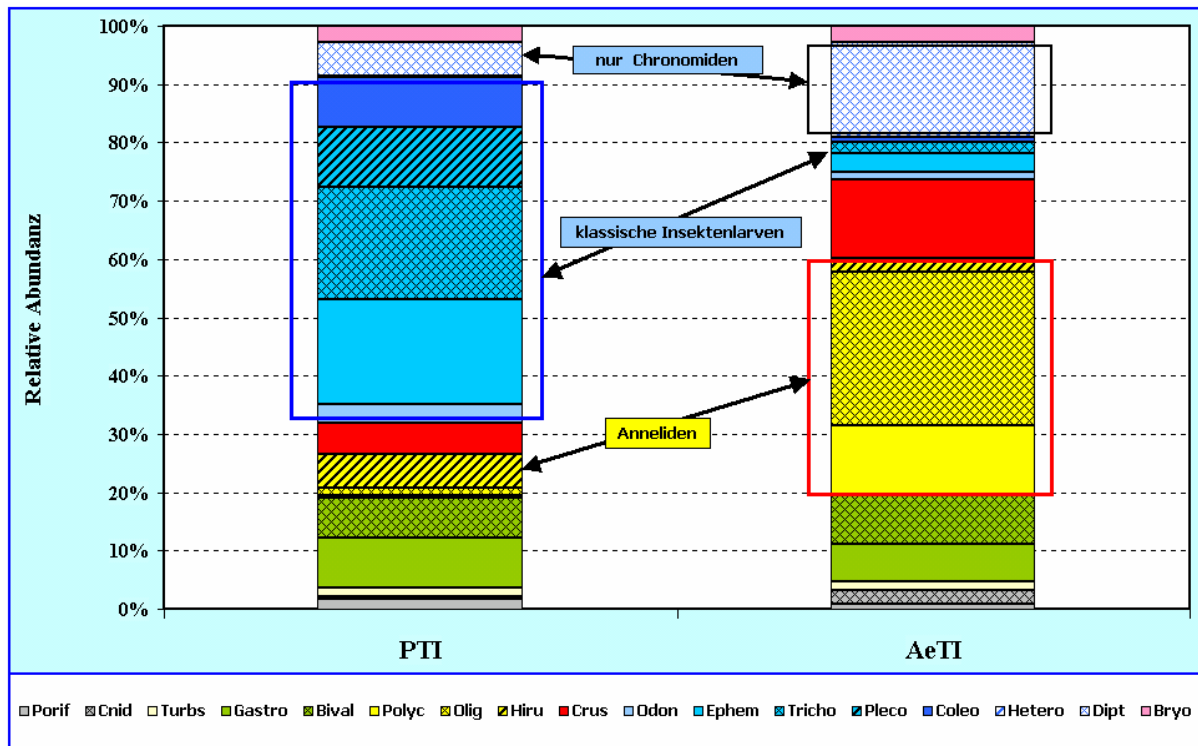


Abb. 1: Relative Faunenzusammensetzung PTI versus AeTI

Der Arten-Anstieg der FE Crustacea von 5 auf 15% (PTI vs. AeTI) ist marinen Ursprungs und durch aestuarspezifische Spezies bedingt.

4.1 Der Eco-Wert oder die Indizierung der Art

Ausgangspunkt des Verfahrens ist die Aufstellung und Indizierung einer sog. „offenen Artenliste“, die statt einer geschlossenen Referenzgemeinschaft zur Bewertung herangezogen wird (vgl. Kap. 1.2). In dem Verzeichnis sind sowohl aestuarspezifische als auch rein flusstypische Arten (bezogen auf die „Süßwasserkomponente“) katalogisiert, da das Elbe-Aestuar mehr als ein Übergangsgewässer, nämlich auch den Fließgewässertyp Marschengewässer und sandgeprägter (limnischer) Tieflandstrom verkörpert (vgl. Tab. 1). Definitionsgemäß werden alle jene Arten als aestuarin-/flussspezifisch typisiert, die ihren Verbreitungsschwerpunkt im Elbe-Aestuar mit seinen vier Oberflächenwasserkörpern haben. Außerdem werden noch jene Spezies hinzugezählt, die zwar keine typische Aestuar- und/oder Flussbindung haben, aber regelmäßig und abundant im System registriert werden.

Flusstypisch ist bspw. *Propappus volki* (Oligochaeta: Propappidae), eine Süßwasserspezies des Interstitials, die geringe Salzgehalte toleriert und vor allem rheobiont und stenotop ist. Vergleichbare Habitate besiedeln zwei Zuckmückenlarven: *Kloosia pusilla* und *Robackia demeijerei* (Chironomidae: Chironominae). Aestuarspezifisch ist dagegen *Aktedrilus monospermathecus* (Oligochaeta: Tubificidae), eine Brackwasserart, die im Interstitial der Flusssohle wie im Sandstrand existiert, ebenfalls, wie die vorgenannten, eine stenotope Sandart, aber strömungsindifferent. Eindeutig auf das Aestuar, die mixohaline Zone fixiert, sind die genuinen Brackwasserspezies, u. a. *Manayunkia aestuarina* (Polychaeta: Fabriciinae), *Tubificoides heterochaetus* (Oligochaeta: Tubificidae), *Corophium lacustre* (Crustacea: Amphipoda). Weder aestuar-, noch flusstypisch, aber im System regelmäßig zu beobachten, sind bspw. die euryöken Süßwasser-

Tubificiden der Gattung *Limnodrilus*, Naididen der Gattung *Nais*, oder die Schnecke *Acroloxus lacustris*, die Wasserassel *Asellus aquaticus* oder die Zuckmückenlarve *Chironomus plumosus*.

Alles was unter diese Konvention fällt, wird bewertet, ist indizierbar. Uncharakteristische, also systemfremde, nicht definierte Spezies bleiben „außen vor“, speziell Käfer (-larven), u. a. *Haliplus* spp., die meisten Arten der Gattung *Agabus* oder *Gyrinus*, aber auch rein marine, euhaline Spezies.

Bis dato wurden $n = 208$ Arten plus $n = 10$ Gattungen (entsprechend $< 5\%$ Anteil) in den Gesamtkatalog aufgenommen (vgl. Tab. 2).

Jede der definitionsgemäß systemtypischen Spezies wird mit einem **Eco-Wert** versehen. Der Eco-Wert ist eine dimensionslose Zahl von 1 bis 5, die Auskunft gibt über die Qualität als Indikatorart. Dabei werden die in der Tideelbe vorkommenden Spezies prinzipiell nach ihrer Bindung zum Aestuar (Nordsee) eingestuft, von

- 1 = keine spezifische Bindung; extrem (hol-) euryöke Art, bspw. Ubiquist, Generalist
- 2 = schwache Bindung; euryöke Art, bspw. schwache Salztoleranz, eher limnophil
- 3 = Bindung mehr oder weniger ausgeprägt; noch euryöke Art, bspw. salztolerant oder limno-/rheophil
- 4 = Charakterart mit starker Bindung; weitgehend stenöke Art, bspw. Salzpräferenz oder rheo-/limnophil, oft stenotop
- 5 = Charakterart mit sehr starker Bindung, stenöke Art, bspw. genuine Brackwasser- oder rheobionte Art und stenotop

Die Verteilung aller 218 Arten auf die jeweiligen Eco-Werte ist in Abb. 2 (linke Grafik) dargestellt.

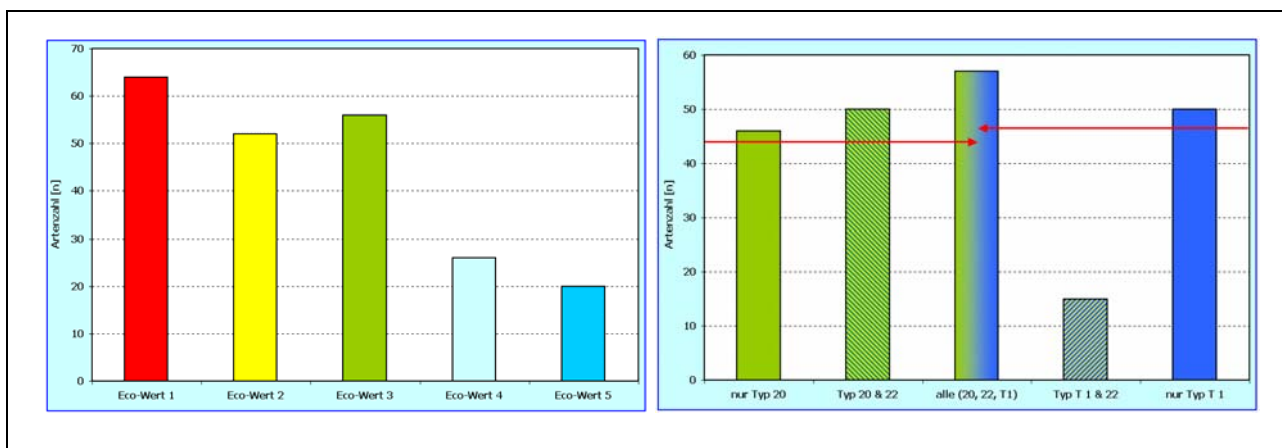


Abb. 2: Verteilung der Taxa (Anzahl n) auf die Eco-Werte (linke Grafik) und die Fließgewässertypen (rechte Grafik)

Rechts ist die Streuung der Arten über die drei Fließgewässertypen abgebildet. Interessant ist die große Schnittmenge mit $n = 58$ für alle Gewässertypen. D. h., das Aestuar beherbergt viele „long-distance-runner“, für die die Salz- oder Süßwassergrenze nicht zwangsläufig zur Barriere wird. Dem stehen mit in etwa größenordnungsmäßig gleichen Beträgen die „reinen“ Süßwasser- und die salzpräferierenden Arten gegenüber (47 versus 50 Spezies). Mit $n = 50$ Arten ist die Schnittmenge zwischen den Gew. Typen 20 & 22 ebenfalls hoch, dagegen von Typ 22 zu Typ T 1 auffällig niedrig. Mit anderen Worten, die obere Brackwassergrenze ist zwar nicht unüberwindlich, aber für einige Süßwasserarten doch das „obere Limit“.

Tab. 2: Eco-Werte der Indikatorarten (n = 208) & Gattungen (n = 10) in alphabetischer Reihenfolge.

Außerdem Angaben zur Verbreitung (Gew.Typen 20, 22, T 1), zur Salz- und Strömungspräferenz/-toleranz (Hali- & Strö-Zahl), Einstufung nach Rote-Liste BRD (RLA D) und Ausweisung als Neozoon (Neueinwanderer)

Legende:

Fließgewässertypen: Typ 20 = sandgeprägter Strom des Tieflands (Oberflächenwasserkörper Ost und Hafen); Typ 22 = Marschengewässer (Oberflächenwasserkörper Elbe West); Typ T 1 = Übergangsgewässer (selber Oberflächenwasserkörper)

Hali-Zahl = **Halinitätszahl:** 1 = Süßwasserart; 2 = Süßwasserart, toleriert Salz; 3 = euryhalin-limnische Art; 4 = Brackwasserart i. w. S.; 5 = genuine Brackwasserart (gB); 6 = euryhalin-marine Art; 7 = holeuryhaline Art (indifferent); 0 = unbekannt

Strö-Zahl = **Strömungszahl:** 1 = limnobiont; 2 = limnophil; 3 = limno-/rheophil; 4 = rheo-/limnophil; 5 = rheophil; 6 = rheobiont; 7 = indifferent; 0 = unbekannt

RLA D = **Rote-Liste-Art BRD:** 0 = ausgestorben oder verschollen; 1 = vom Aussterben bedroht; 2 = stark gefährdet; 3 = gefährdet; V = Vorwarnliste (potentiell gefährdet)

Neozoon (Neueinwanderer): + = ja

Ifd. Nr.	Fauneneinheit (FE)		Einstufung Eco-Wert	Nachweis in			Masterfaktor		Zusatz	
	Spezies oder Genus	System		Typ 20	Typ 22	Typ T 1	Hali-Zahl	Strö-Zahl	RLA D	Neozoon
1	Ablabesmyia monilis agg.	Diptera	2	+			1	3		
2	Acroloxus lacustris	Gastropoda	1	+			1	2	V	
3	Aeolosoma hemprichi	Aphanoneura	1	+	+	+	3	4		
4	Aeolosoma niveum	Aphanoneura	2	+			1	4		
5	Aeolosoma quaternarium	Aphanoneura	2	+	+	+	1	4		
6	Aeolosoma tenebrarum	Aphanoneura	2	+			1	4		
7	Aktedrilus monospermathecus	Oligochaeta	5		+	+	5	7		
8	Alboglossiphonia heteroclita	Hirudinea	2	+	+		1	7		
9	Alkmaria romijni	Polychaeta	5			+	5	7		
10	Amphichaeta leydigii	Oligochaeta	3	+	+		3	3		
11	Amphichaeta sannio	Oligochaeta	5		+	+	5	3		
12	Ancylus fluviatilis	Gastropoda	4	+			1	6		
13	Anodonta anatina	Bivalvia	4	+	+		2	4	V	
14	Anodonta cygnea	Bivalvia	3	+	+		2	2	2	
15	Arenicola marina	Polychaeta	3			+	6	7		
16	Asellus aquaticus	Isopoda	1	+	+	+	2	7		
17	Assimineia grayana	Gastropoda	3	+	+	+	4	7	3	
18	Atyaephyra desmaresti	Decapoda	1	+	+		3	3		+
19	Aulodrilus plurisetus	Oligochaeta	2	+	+		2	3		
20	Balanus improvisus	Cirripedia	1		+	+	5	0		+
21	Bathyporeia elegans	Amphipoda	4	+	+	+	6	5		
22	Bathyporeia pelagica	Amphipoda	4			+	6	5		
23	Bathyporeia pilosa	Amphipoda	2	+	+	+	7	5		
24	Bathyporeia sarsi	Amphipoda	4			+	6	5		
25	Bithynia tentaculata	Gastropoda	2	+	+	+	3	3		
26	Bougainvillia ramosa	Cnidaria	3			+	6	5		
27	Branchiura sowerbyi	Oligochaeta	1	+			1	3		+
28	Caenis horaria	Ephemeroptera	1	+			1	2		
29	Caenis luctuosa	Ephemeroptera	2	+			1	7		
30	Calopteryx splendens	Odonata	3	+			1	4		
31	Capitella capitata	Polychaeta	1			+	6	7		
32	Carcinus maenas	Decapoda	2			+	6	0		
33	Cerastoderma edule	Bivalvia	3			+	6	7		
34	Cerastoderma spp.	Bivalvia	2			+	6	7		
35	Chaetogaster diaphanus	Oligochaeta	2	+	+	+	3	3		
36	Chaetogaster diastrophus	Oligochaeta	2	+	+	+	3	4		
37	Chaetogaster setosus	Oligochaeta	3	+	+		2	4		
38	Chironomus aprilinus	Diptera	4	+	+	+	4	2		
39	Chironomus plumosus agg.	Diptera	1	+	+	+	2	7		
40	Chironomus salinarius	Diptera	5		+	+	5	2		
41	Cladotanytarsus spp.	Diptera	1	+	+		1	7		
42	Clitellio arenarius	Oligochaeta	3			+	6	7		
43	Conchapelopia arctope-Gruppe	Diptera	2	+	+		1	4		
44	Corbicula spp. (fluminea/fluminalis)	Bivalvia	1	+	+	+	3	4		+
45	Cordylophora caspia	Cnidaria	2	+	+	+	7	5		+
46	Corophium curvispinum	Amphipoda	1	+	+	+	3	4		+
47	Corophium lacustre	Amphipoda	5		+	+	5	4	3	
48	Corophium multisetosum	Amphipoda	5		+	+	5	3		
49	Corophium volutator	Amphipoda	3		+	+	6	3		
50	Crangon crangon	Decapoda	3			+	6	0		
51	Cricotopus ornatus	Diptera	4	+	+	+	4	7		
52	Cricotopus sylvestris-Gruppe	Diptera	3	+	+	+	2	7		
53	Cryptochironomus spp.	Diptera	1	+	+		1	7		
54	Dendrocoelum lacteum	Turbellaria	2	+	+		1	7		
55	Dicrotendipes nervosus	Diptera	3	+	+	+	2	3		
56	Dikerogammarus villosus	Amphipoda	1	+	+	+	7	4		+
57	Dreissena polymorpha	Bivalvia	2	+	+	+	2	7		+
58	Dugesia lugubris	Turbellaria	2	+			1	3		
59	Dugesia tigrina	Turbellaria	1	+			1	3		+

Tab. 2: Fortsetzung											
lfd. Nr.	Fauneneinheit	Spezies oder Genus	System	Einstufung Eco-Wert	pot. Nachweis			Masterfaktor		Zusatz	
					Typ 20	Typ 22	Typ T 1	Hali-Zahl	Strö-Zahl	RLA D	Neo-zoon
60	Encomus tenellus	Trichoptera		3	+			1	3		
61	Eiseniella tetraedra	Oligochaeta		1	+			1	4		
62	Electra crustulenta	Bryozoa		3			+	6	7		
63	Elmis sp.	Coleoptera		3	+			1	5		
64	Enchytraeus albidus	Oligochaeta		1	+	+	+	7	7		
65	Enchytraeus buchholzi	Oligochaeta		1	+	+		1	7		
66	Endochironomus tendens	Diptera		2	+			1	3		
67	Ephemera lineata	Ephemeroptera		5	+			1	5		
68	Ephoron virgo	Ephemeroptera		4	+			1	4		
69	Ephydatia fluviatilis	Porifera		2	+	+	+	3	3		
70	Eriocheir sinensis	Decapoda		1	+	+	+	7	5		+
71	Erpobdella octoculata	Hirudinea		1	+	+		2	7		
72	Eteone longa	Polychaeta		3			+	6	7		
73	Ferrisia wautieri	Gastropoda		1	+			1	2		+
74	Fredericella sulfatana	Bryozoa		2	+			1	3		
75	Gammarus duebeni	Amphipoda		4	+	+	+	5	7		
76	Gammarus pulex	Amphipoda		3	+			1	4		
77	Gammarus roeseli	Amphipoda		3	+			1	4		
78	Gammarus salinus	Amphipoda		4			+	5	5		
79	Gammarus tigrinus	Amphipoda		2	+	+	+	7	4		+
80	Gammarus zaddachi	Amphipoda		1	+	+	+	7	4		
81	Glossiphonia complanata	Hirudinea		1	+	+		1	7		
82	Glyptotendipes barbipes	Diptera		3	+	+	+	3	2		
83	Glyptotendipes pallens agg.	Diptera		2	+	+		2	2		
84	Glyptotendipes paripes	Diptera		2	+	+		2	2		
85	Gomphus flavipes	Odonata		5	+			1	3	2	
86	Halocladus varians	Diptera		5		+	+	5	7		
87	Harmothoe (Antinoella) sarsi	Polychaeta		2			+	6	7		
88	Haustorium arenarius	Amphipoda		4			+	6	5		
89	Helobdella stagnalis	Hirudinea		2	+	+		2	7		
90	Helophorus sp.	Coleoptera		1	+			2	2		
91	Heptagenia flava	Ephemeroptera		5	+			1	5	3	
92	Heptagenia sulphurea	Ephemeroptera		3	+			1	5		
93	Heterochaeta costata	Oligochaeta		3			+	6	3		
94	Heteromastus filiformis	Polychaeta		1			+	6	7		
95	Hydra oligactis	Cnidaria		2	+	+	+	3	4		
96	Hydrobia ulvae	Gastropoda		3			+	6	7		
97	Hydropsyche bulgaromanorum	Trichoptera		4	+			1	5		
98	Hydropsyche contubernalis	Trichoptera		4	+			1	5		
99	Hydroptila sp.	Trichoptera		3	+			1	5		
100	Ilyodrilus templetoni	Oligochaeta		2	+	+		1	2		
101	Ischnura elegans	Odonata		2	+			3	3		
102	Jaera albifrons	Isopoda		2			+	6	0		
103	Kloosia pusilla	Diptera		4	+	+	+	3	6		
104	Laomedea spp.	Cnidaria		2			+	6	5		
105	Limnodrilus claparedeanus	Oligochaeta		3	+	+	+	2	3		
106	Limnodrilus hoffmeisteri	Oligochaeta		1	+	+	+	2	4		
107	Limnodrilus profundicola	Oligochaeta		3	+	+	+	2	4		
108	Limnodrilus udekemianus	Oligochaeta		3	+	+	+	2	3		
109	Lumbricillus lineatus	Oligochaeta		3		+	+	6	4		
110	Lumbriculus variegatus	Oligochaeta		1	+			1	2		
111	Macoma balthica	Bivalvia		1			+	6	7		
112	Magelona mirabilis	Polychaeta		4			+	6	5		
113	Manayunkia aestuarina	Polychaeta		5			+	5	7		
114	Marenzelleria cf. viridis (Typ II: Ostsee)	Polychaeta		1	+	+	+	7	7		+
115	Marenzelleria cf. wireni (Typ I: Nordsee)	Polychaeta		2		+	+	6	7		+
116	Marenzelleria sp.	Polychaeta		1	+	+	+	7	7		+
117	Marionina argentea	Oligochaeta		1	+	+	+	7	7		
118	Mesopodopsis slabberi	Mysidacea		3			+	6	4		
119	Microchironomus tener	Diptera		1	+	+		2	2		
120	Micropsectra apposita	Diptera		3	+			1	4		
121	Micropsectra notescens	Diptera		4	+			1	5		
122	Microtendipes chloris-Gruppe	Diptera		2	+	+		2	7		
123	Microtendipes pedellus agg.	Diptera		1	+			1	7		
124	Monophylephorus rubroniveus	Oligochaeta		5			+	5	7		
125	Mya arenaria	Bivalvia		1			+	6	7		+
126	Mya truncata	Bivalvia		3			+	6	7	3	
127	Mysella bidentata	Bivalvia		2			+	6	7		
128	Mysis relicta	Mysidacea		3	+			4	4		
129	Mytilus edulis	Bivalvia		2			+	6	7		
130	Nais barbata	Oligochaeta		1	+	+	+	2	4		
131	Nais behningi	Oligochaeta		1	+	+		1	7		
132	Nais bretscheri	Oligochaeta		1	+	+		1	4		
133	Nais communis	Oligochaeta		1	+	+		1	4		
134	Nais elinguis	Oligochaeta		1	+	+	+	3	4		
135	Nais pardalis	Oligochaeta		1	+	+		1	3		

Tab. 2: Fortsetzung										
Ifd. Nr.	Fauneneinheit		Einstufung Eco-Wert	pot. Nachweis			Masterfaktor		Zusatz	
	Spezies oder Genus	System		Typ 20	Typ 22	Typ T 1	Hali-Zahl	Strö-Zahl	RLA D	Neo-zoon
136	<i>Nais pseudobtusa</i>	Oligochaeta	1	+	+		1	4		
137	<i>Nais variabilis</i>	Oligochaeta	1	+	+		1	3		
138	<i>Nanocladius bicolor</i> agg.	Diptera	1	+			1	0		
139	<i>Neomysis integer</i>	Mysidacea	2	+	+	+	4	4		
140	<i>Nepa cinerea</i>	Heteroptera	1	+			1	3		
141	<i>Nephtys caeca</i>	Polychaeta	3			+	6	7		
142	<i>Nephtys ciliata</i>	Polychaeta	3			+	6	7		
143	<i>Nephtys hombergii</i>	Polychaeta	3			+	6	3		
144	<i>Nereis (Hediste) diversicolor</i>	Polychaeta	1	+	+	+	6	7		
145	<i>Nereis (Neanthes) succinea</i>	Polychaeta	2		+	+	6	7		
146	<i>Obelia dichotoma</i>	Cnidaria	3			+	6	5		
147	<i>Ophidonais serpentina</i>	Oligochaeta	1	+	+		1	2		
148	<i>Palaemon longirostris</i>	Decapoda	3	+	+	+	4	4		
149	<i>Paludicella articulata</i>	Bryozoa	4	+	+		1	7		
150	<i>Parachironomus</i> gr. <i>arcuatus</i>	Diptera	2	+	+	+	2	4		
151	<i>Paranais frici</i>	Oligochaeta	3	+	+	+	4	3		
152	<i>Paranais litoralis</i>	Oligochaeta	4			+	6	3		
153	<i>Pectinaria (Lagis) koreni</i>	Polychaeta	2			+	6	7		
154	<i>Peloscolex multisetosus</i>	Oligochaeta	2	+	+		2	2		
155	<i>Phyllodoce (Anaitides) maculata</i>	Polychaeta	3			+	6	7		
156	<i>Phyllodoce (Anaitides) mucosa</i>	Polychaeta	3		+	+	6	7		
157	<i>Physella acuta</i>	Gastropoda	1	+			1	7		+
158	<i>Piscicola geometra</i>	Hirudinea	1	+	+		2	7		
159	<i>Pisidium henslowanum</i>	Bivalvia	3	+	+		2	4		
160	<i>Pisidium moitessierianum</i>	Bivalvia	3	+	+		2	4	3	
161	<i>Pisidium</i> spp.	Bivalvia	1	+	+	+	2	7		
162	<i>Pisidium supinum</i>	Bivalvia	5	+	+		1	5	3	
163	<i>Plumatella emarginata</i>	Bryozoa	2	+			1	3		
164	<i>Plumatella fungosa</i>	Bryozoa	2	+			2	3		
165	<i>Plumatella repens</i>	Bryozoa	2	+	+	+	3	7		
166	<i>Polydora (Boccardiella) ligerica</i>	Polychaeta	5			+	5	7		
167	<i>Polydora (Polydora) ciliata</i>	Polychaeta	1			+	6	7		
168	<i>Polydora (Polydora) cornuta</i>	Polychaeta	1			+	6	7		
169	<i>Polypedilum bicrenatum</i>	Diptera	2	+	+		2	2		
170	<i>Polypedilum nubeculosum</i>	Diptera	2	+	+	+	2	7		
171	<i>Potamopyrgus antipodarum</i> (+ f. <i>carinata</i>)	Gastropoda	1	+	+	+	3	7		+
172	<i>Potamotheix bavaricus</i>	Oligochaeta	3	+	+	+	3	3		
173	<i>Potamotheix hammoniensis</i>	Oligochaeta	3	+	+	+	3	3		
174	<i>Potamotheix heuscheri</i>	Oligochaeta	3	+	+	+	3	3		
175	<i>Potamotheix moldaviensis</i>	Oligochaeta	3	+	+	+	2	5		
176	<i>Potamotheix vejdoskyi</i>	Oligochaeta	2	+	+		2	3		
177	<i>Potthastia longimanus</i>	Diptera	2	+			1	0		
178	<i>Pristina longiseta</i>	Oligochaeta	1	+	+		1	7		
179	<i>Procladius (Holotanypus)</i>	Diptera	1	+	+		2	2		
180	<i>Prodiamesa olivacea</i>	Diptera	2	+			1	4		
181	<i>Propappus volki</i>	Oligochaeta	5	+	+	+	2	6		
182	<i>Psammoryctides barbatus</i>	Oligochaeta	2	+	+	+	3	4		
183	<i>Psectrocladius sordidellus/limbatellus</i>	Diptera	1	+	+		2	2		
184	<i>Pygospio elegans</i>	Polychaeta	1			+	6	3		
185	<i>Radix balthica</i>	Gastropoda	1	+	+		3	7		
186	<i>Retusa obtusa</i>	Gastropoda	3			+	6	3		
187	<i>Rhithropanopeus harrissii</i>	Decapoda	1			+	6	0		+
188	<i>Robackia demeijerei</i>	Diptera	5	+	+	+	3	6		
189	<i>Schistomysis kervillei</i>	Mysidacea	3			+	6	4		
190	<i>Scoloplos armiger</i>	Polychaeta	1			+	6	7		
191	<i>Serratella ignita</i>	Ephemeroptera	3	+			1	5		
192	<i>Simulium (Wilhelmia) lineatum</i>	Diptera	4	+			1	5		
193	<i>Sphaerium corneum</i>	Bivalvia	2	+	+		2	3		
194	<i>Spio filicornis</i>	Polychaeta	3			+	6	7		
195	<i>Spirosperma ferox</i>	Oligochaeta	1	+	+		1	3		
196	<i>Spongilla lacustris</i>	Porifera	2	+	+		1	7		
197	<i>Streblospio benedicti</i>	Polychaeta	5			+	5	7	V	
198	<i>Stylaria lacustris</i>	Oligochaeta	1	+	+	+	2	3		
199	<i>Stylodrilus heringianus</i>	Oligochaeta	4	+			1	5		
200	<i>Synorthocladus semivirens</i>	Diptera	4	+	+		1	5		
201	<i>Tanypus punctipennis</i>	Diptera	3	+	+	+	3	3		
202	<i>Tanytarsus</i> gr. <i>eminulus</i>	Diptera	1	+			1	0		
203	<i>Tanytarsus</i> gr. <i>verralli</i>	Diptera	1	+			1	2		
204	<i>Thalassosmittia thalassophila</i>	Diptera	4		+	+	6	7		
205	<i>Theodoxus fluviatilis</i>	Gastropoda	5	+	+	+	3	5	2	
206	<i>Tubifex ignotus</i>	Oligochaeta	2	+	+		1	3		
207	<i>Tubifex nerthus</i>	Oligochaeta	4		+	+	5	7		
208	<i>Tubifex tubifex</i>	Oligochaeta	3	+	+	+	2	2		
209	<i>Tubificoides benedeni</i>	Oligochaeta	3			+	6	7		
210	<i>Tubificoides heterochaetus</i>	Oligochaeta	5			+	5	7	V	
211	<i>Tubificoides pseudogaster</i>	Oligochaeta	3			+	6	7		

Tab. 2: Fortsetzung											
lfd. Nr.	Fauneneinheit	Spezies oder Genus	System	Einstufung Eco-Wert	pot. Nachweis			Masterfaktor		Zusatz	
					Typ 20	Typ 22	Typ T 1	Hali-Zahl	Strö-Zahl	RLA D	Neozoon
212	Uncinails uncinata		Oligochaeta	3	+	+	+	2	4		
213	Unio pictorum		Bivalvia	4	+	+		2	3	3	
214	Unio tumidus		Bivalvia	5	+	+		2	5	2	
215	Valvata piscinalis		Gastropoda	4	+	+		2	3	V	
216	Vejdovskyella intermedia		Oligochaeta	1	+	+		1	3		
217	Viviparus contectus		Gastropoda	3	+	+		2	2	3	
218	Viviparus viviparus		Gastropoda	4	+	+		2	4	2	+

Je ausgeprägter also die Bindung an das Aestuar, mit seinen speziellen Flusseigenschaften, je charakteristischer die Art für das Gewässersystem, desto besser die Einstufung – der Eco-Wert. Die Zuweisung eines Indikationswerts basiert auf einem multifunktionalen Raster autökologischer Eigenschaften oder „Traits“ (biologische Merkmale) einer einzelnen Spezies. Im deutschsprachigen Raum sind insbesondere die ökologischen Traits v. a. für

Lebensformtypen, biozönotische Region, Habitat- und Strömungspräferenz, Ernährungs- und Fortbewegungstypen bekannt (vgl. SCHMEDITJE COLLING 1996, MOOG 1995), die für die Einstufung herangezogen worden. Darüber hinaus noch spezielle Traits, wie Halinität, Anzahl Generationszyklen pro Jahr, Lebensdauer (Alter), r-/k-Strategie incl. Opportunismus.

Diese 10 Merkmale (mit insgesamt 63 Optionen) sind für die Festschreibung des Eco-Werts zugrundegelegt worden. Die Detailliste ist in einem nächsten Schritt auf drei „Masterfunktionen“ komprimiert worden, zusätzlich ist als weiteres Kriterium noch der Stellenwert „Neozoon“ (Neueinwanderer) in die Einstufung eingeflossen (vgl. Tab. 3). Neueinwanderer wurden grundsätzlich mit Eco-Wert 1 indiziert. Allerdings nur jene Neozoa, die erst seit kurzem in unsere aquatischen Systeme eingedrungen sind. Entweder ist unser Wissen über die autökologischen Ansprüche dieser Arten noch zu vage, oder es handelt sich überwiegend um Gewässerubiquisten. Folglich wurde das „Prinzip der schlechtesten Einstufung“ auf diese Tiere angewendet. Typische Beispiele dafür sind die invasiven Amphipoden *Dikerogammarus villosus* und *Corophium curvispinum* (Crustacea), der Süßwassertubificide *Branchiura sowerbyi* (Oligochaeta), die Muschel *Corbicula fluminea fluminalis* oder der marine Polychät *Marenzelleria cf. viridis*. Nicht abgewertet, obwohl Neozoon, sind bspw. die Muscheln *Mya arenaria*, *Dreissena polymorpha* oder die Schnecke *Viviparus viviparus*, da sie schon über 100 Jahre in unseren Gewässern etabliert sind.

Im Gegensatz zu Neozoa werden Arten aus der bundesweiten Rote Liste (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1998) ab Gefährdungsstufe 2 (= stark gefährdet) und höher als stenök eingestuft und damit gleichzeitig aufgewertet. Denn letztendlich sind diese Arten in höchstem Maße gefährdet bzw. verschollen, weil ihre speziellen Habitate oder Biotopstrukturen in anthropogen gestörten Gewässern verloren gehen (vgl. FFH-Richtlinie). Bspw. sind unter den Mollusken viele „stark gefährdete“ Spezies, v. a. *Unio tumidus*, *Anodonta cygnea* (Bivalvia) oder *Viviparus viviparus* (Gastropoda).

Ein weiteres Problem stellen die Taxa höherer Ordnung dar. Allerdings gestaltet sich dieses Dilemma im vorliegenden Katalog als relativ unwirksam, da sich das Fauneninventar zu über 95% aus Arten zusammensetzt. Bei der „Reliktsammlung“ von nur 10 Gattungen ist im Einzelfall entschieden worden. Für die Chironomiden, u. a. *Cladotanytarsus*, *Procladius*, nach dem bereits genannten „Prinzip der schlechtesten (= niedrigsten) Einstufung“; zu wenig ist über die Autökologie der Arten innerhalb einer Gattung bekannt. Andere Gattungen, bspw. *Cerastoderma* (Bivalvia), *Elmis* (Coleoptera) oder *Hydroptila* (Trichoptera), sind nach dem „Mittelwertprinzip“ eingeordnet worden. Statistisch gesehen minimiert sich der Fall einer Fehleinstufung, während andererseits die Wahrscheinlichkeit einer zutreffenden Angabe steigt.

Die Besetzung der Optionen über eine 10-Punkte-Verteilung der jeweiligen Traitkategorien und die resultierende Eco-Wert-Einstufung basiert in erster Linie auf Literaturlauswertungen. Beispielhaft seien an dieser Stelle nur einige „Standardwerke“ zitiert: v. a. REMANE & SCHLIEPER (1958, 1971), MOVAGHAR (1964), WOLFF (1973), GIÈRE & PFANNKUCHE (1982), MOOG (1995), SCHMEDTJE & COLLING (1996). Die komplette ausgewertete Literatur ist in Kap. XXX zusammengestellt. In vielen Fällen sind aber eigene Erfahrungen mit eingeflossen, speziell im Fall der Oligochätenfauna, andererseits aber auch durch die Einbeziehung anerkannter Spezialisten, u. a. TIMM (Estland), ERSÉUS (Schweden), GRIMM (BRD), MOLLER-PILLOT (Holland). Die Heranziehung des „expert judgement“ bleibt eine gute Praxis zur Absicherung empirischer Bewertungsverfahren. Sicher hätten multivariate Ordinationstechniken einen bescheidenen Beitrag leisten können, aber gemessen an 30/40 Jahre Wissen und Erfahrung verblassten statistische Verfahren, zumal die heute praktizierten Methoden (bspw. CA, CCA, DCA etc.) m. E. wenig neue Erkenntnisse liefern, sondern häufig nur Trivialitäten bestätigen (vgl. STEINBERG 2003).

In Tab. 3 ist die Einstufung der Arten, der Pfad zum Eco-Wert, an einigen Mustern verdeutlicht.

Tab. 3: Beispiele zur Einstufung (von der Basis- zur Endeinstufung; Kriterien: Masterfunktionen)

gB = genuine Brackwasserart

Art	ästuarine Flussbindung	Basis-einstufung	Schlüsselfunktion, bspw stenök, spez. Habitat, Lebenszyklus, k-Strategie, RLA	Euryökie	Generalist, Ubiquist, Opportunist, r-Strategie	Neo-zoon	Einstufung Eco-Wert	Einstufung Öko-Klasse
<i>Dreissena polymorpha</i>	nein, aber	III	ja/-1 (Süßw. → mero-plankt. Larven)	ja/+1	ja/+1	ja/etabl.	2	IV
<i>Mytilus edulis</i>	ja, aber	II	n	indiff. +1 (tol. O ₂ -Mangel)	ja/+1	n	2	IV
<i>Arenicola marina</i>	ja, aber	II	jein (hohe O ₂ -Geh.; eher stenotop)	n	ja/+1	n	3	III
<i>Manayunkia aestuarina</i>	ja	II	ja/-1 gB	n	n	n	5	I
<i>Marenzelleria cf. viridis</i>	ja, aber	II	n	ja/+1	ja/+1	ja/+1	1	V
<i>Aktedrilus monospermathecus</i>	ja	II	ja/-1 gB	n	n	n	5	I
<i>Amphichaeta sannio</i>	ja	II	ja/-1 gB	n	n	n	5	I
<i>Branchiura sowerbyi</i>	nein, aber	III	ja/-1 (k-Strategie!?)	ja/+1	ja/+1	ja/+1	1	V
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	nein, aber	III	n	ja/+1	ja/+1	n	1	V
<i>Tubificoides pseudogaster</i>	ja, aber	II	n	ja/+1	n	n	3	III
<i>Dikerogammarus villosus</i>	nein, aber	III	n	n	ja/+1	ja/+1	1	V
<i>Corophium lacustre</i>	ja	II	ja/-1 gB	n	n	n	5	I
<i>Hydropsyche contubernalis</i>	ja, aber	II	ja/-1	jein	n	n	4	II
<i>Chironomus salinarius</i>	ja	II	ja/-1 gB	n	n	n	5	I
<i>Chironomus aprilius</i>	ja, aber	II	ja, aber nicht gB vgl. <i>C. salinarius</i>	n	n	n	4	II
<i>Robackia demeijerei</i>	ja, aber	II	ja/-1	n	n	n	5	I

Dreissena polymorpha, die Zebra- oder Dreikantmuschel, ist ein Neueinwanderer. Da sie aber bereits von 1828 bis 1832 in der gesamten Elbe ansässig geworden (KINZELBACH 1992) und ihre Ökologie gut erforscht ist (NEUMANN & JENNER 1992), ist dies kein Abwertungskriterium. Als a) opportunistischer Besiedler von b) Flüssen, Kanälen und Seen ist die Art zweifach abqua-

lifiziert worden. Als positiv wurde dagegen das für Süßwassermuscheln meroplanktische Larvenstadium bewertet. Mit Eco-Wert 2 ist auch die antagonistische Salzwasserart *Mytilus edulis* (= Miesmuschel) eingestuft worden. Als abwertend wurden a) opportunistische Lebensweise und b) Toleranz gegenüber niedrigen Sauerstoffgehalten beurteilt (BLUHM 1990).

Der Polychät *Manayunkia aestuarina* wird mit dem Höchstwert indiziert, da es sich um eine genuine (= echte) Brackwasserart handelt (Verbreitungsschwerpunkt zwischen 3 und 10‰ Salzgehalt). Aufgrund anthropogener Eingriffe und wasserbaulicher Überformungen sind diese Arten in den Aestuaren stark rückläufig (MICHAELIS 1994); sie reagieren auf externe Störungen sehr sensitiv und ihre Aestuarbindung ist eineindeutig. Ergo werden sie prinzipiell mit Eco-Wert 5 notiert.

Im Gegensatz zu *Chironomus salinarius* ist *C. aprilius* nicht in die höchste Stufe gestellt worden, weil deren Verbreitung über die Brackwasserzone hinaus bis weit ins Süßwasser reicht (WERKGROEP ECOLOGISH WATERBEHEER 1995). Die Süßwasserzuckmückenlarve *Robackia demejerei* (Chironomini) ist hingegen wegen ihrer sehr engen Flussbindung (rheobionte und stenotope Sandart) mit Eco-Wert 5 eingestuft.

4.2 Der Aestuar-Typie-Index (AeTI)

Der theoretische Ansatz des PTI-Verfahrens wurde von SCHÖLL & HAYBACH (2001) ausführlich beschrieben. Mit Erweiterung des PTI-Verfahrens ist auch die rechnerische Ermittlung des Index grundlegend überarbeitet worden (SCHÖLL, HAYBACH & KÖNIG im Druck). Die von den Autoren revidierte Berechnungsvorschrift wird ohne Abstriche für den AeTI übernommen und im Nachfolgenden zitiert.

In die Berechnung gehen folgende „Eckparameter“ ein:

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

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

in die Formel zur gewichteten Mittelwertbildung des **PTI analog AeTI** eingehen (1) (2):

(1) Berechnung des **AeTI** (statt PTI setze AeTI)

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

(2) Standardabweichung des **AeTI** (statt PTI setze AeTI)

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

(3) Bedingungen für die Gültigkeit des **AeTI** (statt PTI setze AeTI)

<p>.1 $\delta PTI < 0,3$</p> <p>.3 $AV = \frac{100\% \cdot \sum_{i=1}^T (\sum_{k=1}^N A_{i,k})}{\sum_{j=1}^S (\sum_{k=1}^N A_{j,k})} > 50\%$</p>	<p>.2 $T_{\min} \geq (ECO_{\max} - ECO_{\min} + 1)^2$</p> <p>.4 $\frac{\sum_m AnzECO_m}{M} < \frac{M \cdot \sum_m AnzECO_m^2 - \left(\sum_m AnzECO_m\right)^2}{M \cdot (M - 1)}$</p>
--	---

zu 3.1.: Vorgabe einer maximal zulässigen Standardabweichung für δPTI

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

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

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

Der PTI/AeTI ergibt sich aus dem gewichteten Mittel der Eco-Werte (bzw. W_i -Werte) nach denen die nachgewiesenen Spezies eingestuft sind. Hierbei erfolgt die Wichtung nach der relativen Abundanz der Arten (A_i) und nach der Valenz (G_i , Schwankungsbereich der Aussagefähigkeit), der die stenöken Arten stärker, die euryöken Spezies schwächer wichtet. Die Eco-Einstufung der Arten ist in Tab. 2 angegeben. Die möglichen Wertebelegungen von ECO sind {1,2,3,4,5} und für den PTI/AeTI lässt sich entsprechend ein Wertebereich zwischen 1,0 und 5,0 angeben. Die Zuordnung der PTI-/AeTI-Werte in Öko- oder Zustandsklassen erfolgt nach Tab. 5.

Der AeTI ist dann uneingeschränkt gültig (3), wenn

die Standardabweichung kleiner 0,3 ist (vgl. 3.1)

die Mindesttaxazahl größer/gleich dem Quadrat der besetzten Öko-Klassen bzw. ökologischer Potentiale. Bsp.: Besetzt sind die Klassen I (= Arten mit Eco-Werten 5), III (= Arten mit Eco-Werten 3), IV (= Arten mit Eco-Werten 2) und V (= Arten mit Eco-Werten 1), also insgesamt = 4 Klassen. Demnach müssen mindest 16 Arten/Taxa der PTI-Berechnung zugrunde liegen, da $4^2 = 16$ (vgl. 3.2)

Der Abundanzanteil der Zeigerarten (= mit Eco-Wert indizierte Arten) muss größer 50% sein in Relation zur Gesamtsumme der Abundanzziffern (= indizierte und nicht indizierte Arten) (vgl. 3.3)

für die Artenzahlen innerhalb der ECO-Klassen gilt: Mittelwert < Varianz (vgl. 3.4)

5 Vom Index zur Klassifizierung des ökologischen Zustands (Potentials)

Die eigentliche Bewertung von Gewässer(abschnitte)n erfolgt durch Zuordnung der AeTI-Werte zu einer Klassifizierungsskala.

An dieser Stelle ist ein Einschub notwendig und es ist angebracht, sich der EU-WRRL (2000) zu erinnern. Wie viele ökologische Zustände sollen für Flüsse resp. Übergangsgewässer bzw. für „heavily modified waterbodies“ unterschieden werden? Die Wasserrahmenrichtlinie beschreibt akribisch nur drei Zustände für die QK benthische Wirbellosenfauna (vgl. EU-WRRL, Anhang V, Pkt. 1.2.3 & 1.2.5):

„sehr guter ökologischer Zustand (höchstes ökol. Potential)“, „guter ökologischer Zustand (Potential)“ und „mäßiger ökologischer Zustand (Potential)“

Zustände schlechter als „mäßig“, wie „unbefriedigend“ oder „schlecht“, können den normativen Begriffsbestimmungen zur Einstufung des ökologischen Zustands frei entnommen werden (Interpretationshilfen, vgl. dazu Anhang V, Pkt. 1.2). Damit wird letztendlich ein fünfstufiges Verfahren gefordert, ohne dass die Degradation der QK zum Negativen im Detail erläutert wird.

Ein Rückgriff auf ein Leitbild ist für dieses Verfahren aus naheliegenden Gründen nicht praktiziert worden (vgl. Kap. 2). Stattdessen ist als interne Referenz der „gute ökologische Zustand“ angenommen worden, da gem. EU-WRRL, Anhang V, diese Klasse eine weitgehend ungestörte Übergangsgewässer-Biozönose repräsentieren soll. Mit anderen Worten, es handelt sich quasi um die Gesamtheit einer fluss-/aestuarspezifischen Artengemeinschaft. Zu beachten bleibt noch, dass in diese Gemeinschaft auch jene Arten aufgenommen worden sind, die ohne spezifische Biotop-/Habitatbindung, jedoch regelmäßig im System beobachtet werden. Arten, die diese Ansprüche erfüllen, genügen den Vorgaben der EU-WRRL und indizieren eine „gute“ Qualität. Die Annahme eines „sehr guten ökologischen Zustands resp. Potentials“ als qualitatives Bezugssystem, ist für erheblich veränderte Wasserkörper illusorisch. Diese Meßplatte bleibt reines Wunschdenken; die Tidelbe ist eine Seeschiffahrtsstraße und daran wird sich in Zukunft nichts ändern.

Für den Begriff „ökologisches Potential“ (.. oder Zustandsklasse) wird der Terminus der „**Öko-Klasse**“ eingeführt. Jeder einzelnen Öko-Klasse werden die bereits ermittelten Eco-Werte zugeordnet. Bspw. werden sensitive, stenöke Arten mit dem Eco-Wert 5 in die Öko-Klasse I analog dem „höchsten“ ökologischen Potential eingeordnet. Umgekehrt finden sich holeuryhaline Gewässerubiquisten ohne spezifische Systembindung in Öko-Klasse V analog „schlechtes“ ökologisches Potential wieder. Mit anderen Worten: Eco-Wert und Öko-Klasse verhalten sich adversativ.

Tab. 4: Basisparameter zur Öko-Klassen-Bildung

„höchstes“ ökol. Potential Öko-Klasse I Eco-Wert 5	„gutes“ ökol. Potential Öko-Klasse II Eco-Wert 4	„mäßiges“ ökol. Potential Öko-Klasse III Eco-Wert 3	„unbefriedigendes“ ökol. Potential Öko-Klasse VI Eco-Wert 2	„schlechtes“ ökol. Potential Öko-Klasse V Eco-Wert 1
spezielle ästuarine Flussbindung		ästuarine Flussbindung	KEINE spez. ästuarine Flussbindung, aber regelmäßig im System präsent	
genuine Brackwasserart		i. w. S. Brackwasserart	euryhaline Art	holeuryhaline Art
flusstyp. da rheobiont	flusstyp. da rheophil	rheo-/limnophil	limno-/rheophil	limnobiont
störungsempfindlich, bspw. gegen organische Belastung oder wasserbauliche Eingriffe		robust →		
ökol. Schlüsselfunktion, bspw. wie stenök: substratspezifisch strömungsspezifisch temperaturspezifisch O ₂ -bedürftig		Spektrum euryöker Arten Steigerung bis hin zu →	Generalisten Gewässerubiquisten Opportunisten	
komplizierte und/oder lange Lebenszyklen k-Strategen Generationen a ⁻¹ < 1		r-Strategen Generationen a ⁻¹ = 1-2	r-Strategen Generationen a ⁻¹ > 2	
RL-Art 0 oder 1 oder 2		N/A		
naturnah	anthropogen weitgehend ungestört	anthropogene Überformung →		

Interne Referenzbildung über Öko-Klasse II (im Spektrum dominieren **Arten** mit **Eco-Wert = 4**)

Nach **rechts** Degradation, nach **links** „höchstes ökologisches **Potential**“

Annahme:

Öko-Klasse I und Index-Wert ≤ 1,90 (AeTI) im anthropogen überformten Ästuar (= **heavily modified**) **nicht besetzt**

Öko-Klasse II verkörpert, wie bereits mehrfach erwähnt, die interne Referenz des Klassifizierungssystems: Die ÖK benthische Wirbellosenfauna entspricht einer weitgehend ungestörten aestuarinen Flussbiozönose. Ausgehend von dem „guten“ ökologischen Potential werden die Abstufungen bzw. die Klassengrenzen nach oben und unten getroffen (vgl. vorstehende Tab. 4). Zur Öko-Klasse I sind die Differenzen vergleichsweise gering, was sich aus der Nähe der Begrifflichkeiten „weitgehend ungestört“ und möglichst „naturnah“ ergibt. Die Schnittmengen sind größer als das wirklich Trennende (vgl. Tab. 4). In Richtung Degradation sind die Klassenunterschiede dagegen deutlich. Die Systembindung geht rapide verloren, ebenso wie die Salz- und Strömungspräferenz. Letztendlich sind nur noch robuste, euryöke Ubiquisten präsent, r-Strategen und/oder Opportunisten dominieren im anthropogen gestörten Gewässersystem der Öko-Klasse V.

Die AeTI-Formel (1) erlaubt eine direkte Zuordnung der Rechenwerte von min. 1 bis max. 5 in wiederum fünf Öko-Klassen resp. Zustandsklassen (nach Tab. 4). Analog dem Saprobienindex zeigen niedrige AeTI-Rechenwerte eine gute und hohe eine schlechte Qualität an. Dementsprechend sind die Öko-Klassen von I (= höchste Qualität) bis V (= schlechteste Qualität) aufgebaut und die Grenzen in diskreten Abständen formuliert. Auch hier wiederum der Rückgriff auf Bewährtes: den erweiterten PTI nach SCHÖLL, HAYBACH und KÖNIG (im Druck). Die genannten Autoren haben zur Berechnung der ökologischen Klassen nicht äquidistante Klassenbreiten vorgeschlagen, die für den AeTI und die Tideelbe erst mal „1 : 1“ übernommen werden.

Kleine Anmerkung: Der Saprobienindex ist auch nicht äquidistant gestaltet, sondern die Klassenbreite differieren unregelmäßig von 0,3 bis 0,7 Index-Einheiten (vgl. DIN 38 410-Teil 2 in DEV 1991). Was durchaus plausibel ist, denn biologische Prozesse, und die werden indiziert, sind in der Regel nichtlinear.

Tab. 5: Einordnung der berechneten AeTI-Werte in Öko-Klassen und entsprechend EU-Vorschrift

Gültigkeit: Tideelbe (Nordsee-Aestuar) = Fließgewässertypen T 1 (Wasserkörper Übergangsgewässer), 22 (Wasserkörper Elbe West) & 20 (Wasserkörper Hafen und Elbe Ost)

Annahme: erheblich veränderte Wasserkörper

Öko-Klasse	EU-Entsprechung	untere Grenze AeTI-Wert	obere Grenze AeTI-Wert
I	höchstes ökol. Potential	1,00	1,90
II	gutes ökol. Potential	1,91	2,60
III	mäßiges ökol. Potential	2,61	3,40
IV	unbefriedigendes ökol. Potential	3,41	4,10
V	schlechtes ökol. Potential	4,11	5,00

6 Verifizierung

Anhand von drei Beispielen soll der AeTI vorab auf Plausibilität geprüft werden. Insbesondere ob Eco-Wert, AeTI-Rechenwert und Klassifizierung richtig zusammenwirken bzw. das Resultat, die Einstufung der Empirie entspricht.

Ausgewählt wurden drei Flussquerschnitte, repräsentativ für die Fließgewässertypen 20, 22 und T 1:

- a) in der oberen, limnischen Tideelbe ein aus verschiedenen Untersuchungen „konstruiertes“ Querprofil bei Zollenspieker (Strom-km 599)
- b) in der Unterelbe ebenfalls ein „zusammengesetztes“ Querprofil von der BA Twielenfleth über Strom-km 645 - 650 bis zur Nordseite auf Fährmannssand
- c) in der trichterförmigen Aufweitung der Unterelbe querab bei Belum zur Nordseite nach Neufelder Koog (Strom-km 708)

Das Datenmaterial stammt aus unterschiedlichen Untersuchungen der benthischen Wirbellosenfauna Tideelbe:

In der oberen, limnischen Tideelbe sind es die Ergebnisse der Hartsubstratbeprobungen der ARGE ELBE aus den Jahren 1999, 2000 und 2001 (Quellen: FHH BWG/HU und NLWKN Lüneburg) sowie GRIMM (1978), außerdem Daten zur Besiedlung der Weichsubstrate aus UVU-MATERIALBAND VII (1997)

In der Unterelbe sind es die Ergebnisse aus den Untersuchungen zur Beweissicherung Fahrrinnenanpassung: hier BA Twielenfleth und Fahrrinne Unterelbe (SCHUCHARDT, SCHOLLE & KRIEG 2002, 2003, 2004); sowie UVU-MATERIALBAND VII (1997), außerdem NLWKN Stade (1999-2003) sowie auf dem Fährmannssand die Faunenanalysen von PFANNKUCHE (1977)

Dem Querschnitt Belum liegen primär die 2-monatlichen Datensätze von LELING (1986) zugrunde; ergänzt auf der Südseite durch UVU-MATERIALBAND VII (1997) und BIOCONSULT (2004)

Also ein zeitlich sehr heterogenes Datenmaterial, das zu einem Puzzle zusammengesetzt wurde, aber den Anforderungen einer Plausibilitätsprüfung standhält.

Als Testgrößen für die Zuverlässigkeit der berechneten AeTI-Werte scheiden gängige Verfahren von vornherein aus:

Der Saprobienindex hat keine Gültigkeit in der Brackwasserzone.

Aufgrund der extremen natürlichen Variabilität der Parameter Artenzahl und Abundanz im Aestuar, ist die Diversität nach Shannon-Wiener ebenfalls untauglich.

Auch die Relationen r- zu k-Strategen oder aktive zu passive Filtrierer sind unbrauchbar, weil k-Strategen und passive Filtrierer in der anthropogen überformten Tideelbe im Minimum sind, also bereits gestörte Verhältnisse indizieren.

Wiederum hilft nur „expert judgement“ weiter. Mit anderen Worten, es erfolgt eine „Präqualifikation“ der Querschnitte sowie ausgewählter, kleinräumiger Abschnitte durch Expertenwissen, die sich an dem Natürlichkeitsgrad und dem Artenreichtum der Fauna, sowie an dem Gesamteindruck des Querprofils orientiert. Gute Abschnitte bzw. Probeserien werden mit „+“ bis „++“, durchschnittliche bzw. mäßige mit „0“ und unbefriedigende oder schlechte mit „-“ oder „--“ codiert. Vom AeTI-Rechenwert wird erwartet, das er im Großen und Ganzen mit der Voreinschätzung korrespondiert.

6.1 Querschnitt Zollenspieker

Für den Fließgewässertyp 20 (sandgeprägter Tieflandstrom) ist die Querschnittssituation bei Strom-km 598,7 (Raum Zollenspieker) analysiert worden. Beidseitig ist der Strom durch Schüttsteinböschungen und Stacks gesichert, die Breite beträgt rd. 200 m, der max. Ebb- und Flutstrom ist deutlich $< 1 \text{ m s}^{-1}$. Das Material der Gewässersohle und Lahnungen ist vorwiegend Sand.

Voreinstufung: Gesamtquerprofil „0“ analog „mäßige“ Bewertung; die Uferränder aufgrund „harter“ Verbauung mit „-“ analog „unbefriedigend“ bewertet.

Nach UVU-MATERIALBAND VII (1997) wird das Makrozoobenthos im Raum Zollenspieker (UA = Untersuchungsabschnitt I) in eine mittlere Wertigkeit eingeordnet (Klasse III); anhand der negativen lebensraumtypischen Faktoren (v. a. Schüttsteinböschungen) wurde für die Uferzonierung eine geringe Wertigkeit vergeben (Klasse IV). Die damalige Einschätzung basierte im wesentlichen auf den Schlussfolgerungen von GRIMM (1968, 1979), der in Zusammenhang mit der faunistischen Besiedlung der Steinschüttungen vom „letzten Aufgebot“ der Stromelbe redet.

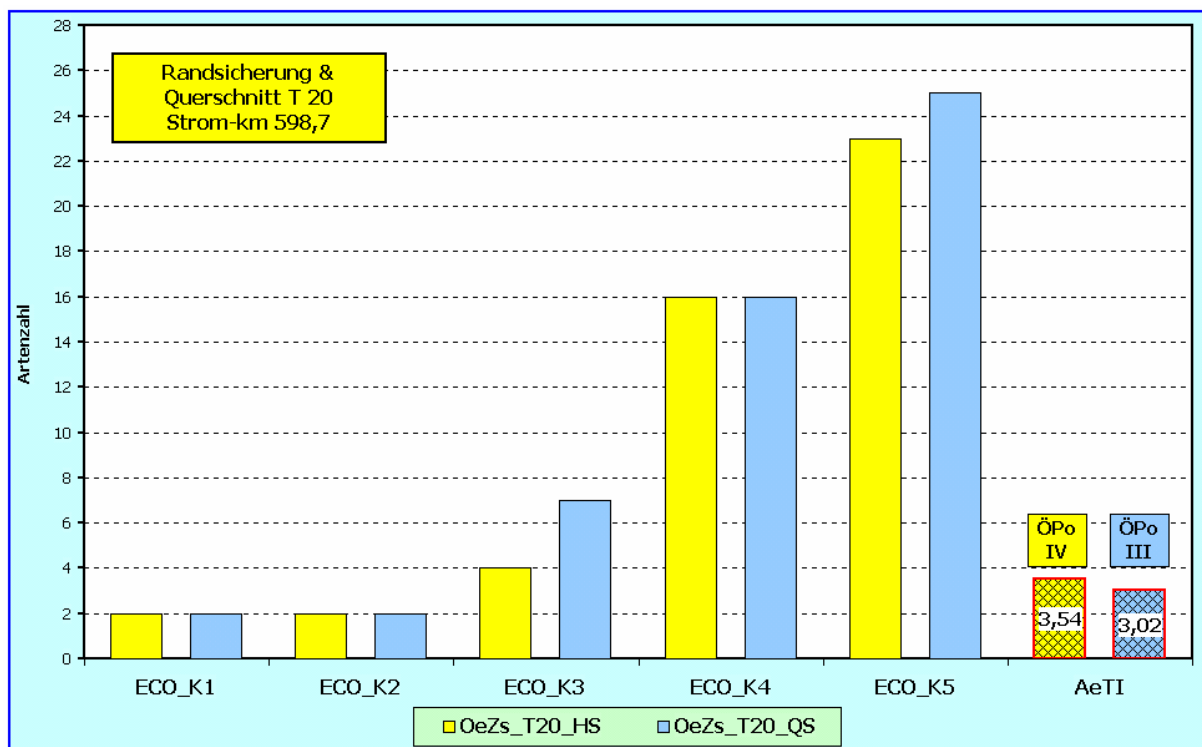


Abb. 3: Obere limnische Tideelbe - Anzahl der AeTI-eingestuften Arten pro Öko-Klasse (= ECO_K_n) sowie der AeTI-Rechenwert und das ökologische Potential (= ÖPo)

OeZs = obere limnische Tideelbe bei Zollenspieker; HS = ausschließlich Hartsubstrate (gelbe Säulen); QS = Querschnitt gesamt (blaue Säulen); T20 = Fließgewässertyp 20

Der AeTI der Hartsubstrate [= HS] von **3,54** (gelbe Säulen) bedingt eine Einstufung in die Öko-Klasse IV ($\geq 3,41$). Die Streuung liegt mit $\pm 0,18$ klar unter 0,3; mit $> 75\%$ ist die Biozönose durch AeTI-eingestufte Arten charakterisiert und der Mittelwert ist mit 9,4 um ein Vielfaches niedriger als die Varianz mit 91,8. Insgesamt sind 47 Arten in 5 Klassen nachgewiesen worden, d. h. die Mindesttaxazahl ≥ 25 (5^2) ist weit überschritten. Die Bedingungen für die Gültigkeit des AeTI sind somit in vollem Umfang erfüllt.

Der AeTI Gesamtquerschnitt [= OS] von **3,02** (blaue Säulen) bedingt eine Einstufung in die Öko-Klasse III (2,61 - 3,40). Die Streuung liegt mit $\pm 0,20$ klar unter 0,3; mit $> 75\%$ ist die Biozönose auch durch AeTI-eingestufte Arten charakterisiert, und der Mittelwert ist mit 10,4 um ein Vielfaches niedriger als die Varianz mit 99,3. Insgesamt sind 52 Arten in 5 Klassen nachgewiesen worden, d. h. die Mindesttaxazahl ≥ 25 (5^2) ist weit überschritten. Die Bedingungen für die Gültigkeit des AeTI sind somit in vollem Umfang erfüllt.

Das Gebiet Zollenspieker entspricht gemäß seiner Gesamtcharakteristik einem „mäßigen“ ökologischen Potential (Öko-Klasse III). Defizite zeigen sich jedoch bei der Einstufung der Litoralfauna, die über eine „unbefriedigende“ Bewertung nicht hinauskommt. Eine weitere Schwäche ist die Zusammensetzung der Biozönose mit vorwiegend r-Strategen, das betrifft aber den Abschnitt insgesamt. Dominant sind Ubiquisten und Neozoen, wie *Hydra oligactis*, *Cordylophora caspia* (= Hohltiere), *Dreissena polymorpha* (Zebrauschel), *Parachironomus gr. arcuatus* (Zuckmückenlarve), *Gammarus zaddachi*, *Corophium curvispinum* (= Amphipoden).

Das Expertenwissen, die in diesem Zusammenhang getroffene Voreinschätzung, wird durch den berechneten AeTI kompromisslos bestätigt. Widersprüchlichkeiten sind in keiner Weise zu erkennen.

6.2 Querschnitt Twielenfleth - Fährmannssand

Für den Fließgewässertyp 22 (Marschengewässer) ist die Querschnittssituation in etwa bei Strom-km 645-650 (Raum Twielenfleth/Lühesand) analysiert worden. Am Südufer liegt das Strombauwerk Twielenfleth (Baggergutablagerungsfläche = BA), und das Nordufer ist durch das großflächige Süßwasserwatt Fährmannssand geprägt. Der Unterelbe misst rd. 2.000 m im Querprofil, der max. Ebb- und Flutstrom ist $\leq 1,5 \text{ m s}^{-1}$. Das Material der Gewässersohle ist vorwiegend Sand und Kies. Stromab, in Richtung Stadersand, wechseln Geschiebestrecken mit Sedimentationsräumen, so dass auch schluffhaltige Feinsände und Schlick als Sohlsubstrat anstehen. Die Seitenräume sind Sand-, Misch- und Schlickwatten.

Der Querschnitt ist keine durchgehende Linie, sondern ein gedachtes Konstrukt. Ausgehend von der BA Twielenfleth (Südufer)

- a) nach Nordwest in Richtung Strom-km 650-652, dann versetzt nach Nordost auf das Wattgebiet Fährmannssand
- b) schräg nach Nordost in Richtung Strom-km 647-645 bis zum Fährmannssand

Diese „zweifache Linienführung“ ist praktiziert worden, weil im Abschnitt Strom-km 650-652 eine Fläche intensiver Unterhaltungsbaggerei liegt und bei Strom-km 645-647 dagegen ein Gebiet fast ohne Unterhaltungsaufwand (vgl. SCHUCHARDT, SCHOLLE & KRIEG 2002, 2003, 2004).

Voreinstufung: Gesamtquerprofil „0/+“ analog „mäßige bis gute“ Bewertung; die seitlichen Wattenzonen mit „+“ analog „gut“ bewertet; die Baggerfläche mit „--“ analog „schlechte“ Qualifikation und die Stromreferenz bei km 654-647 mit „+“ analog „gute“ Einstufung.

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

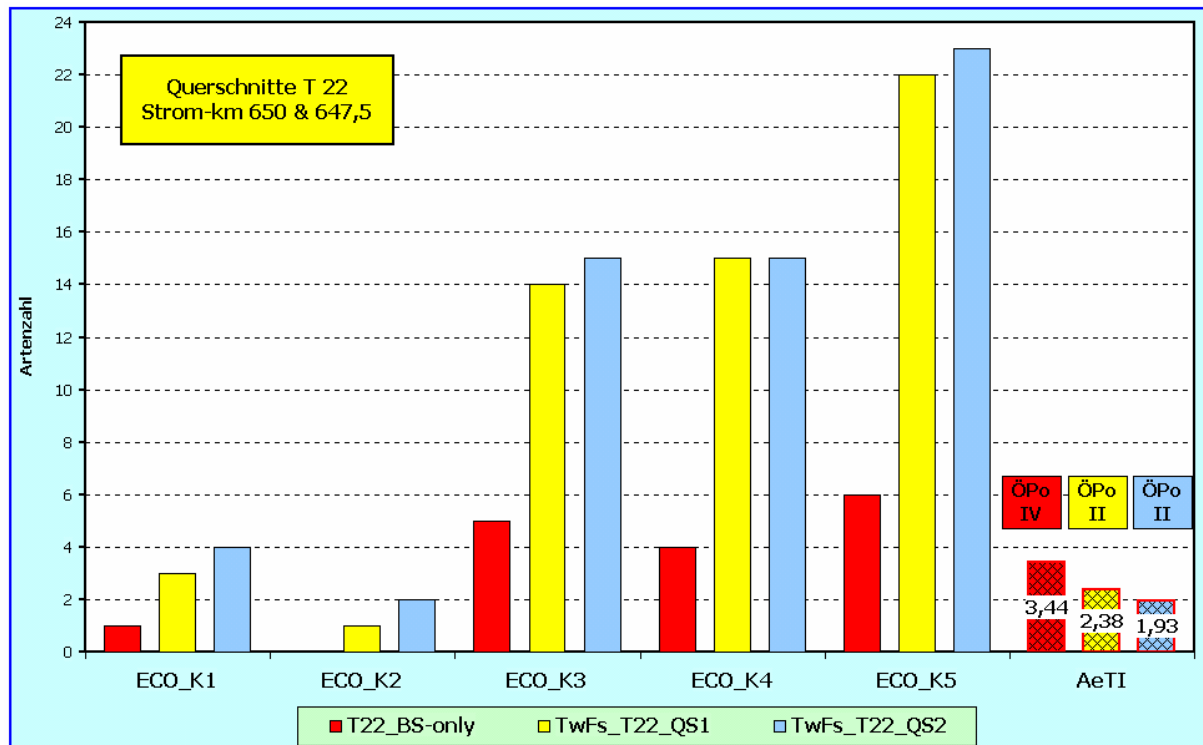


Abb. 4: Unterelbe - Anzahl der AeTI-eingestuften Arten pro Öko-Klasse (= ECO_K_n) sowie der AeTI-Rechenwert und das ökologische Potential (= ÖPo)

TwFs = „quer“ von Twielenfleth nach Fährmannssand; BS = ausschließlich Baggerareal (rote Säulen); QS 1 = Querschnitt mit Baggerstrecke (gelbe Säulen); QS 2 = Querschnitt mit Referenzfläche (blaue Säulen); T22 = Fließgewässertyp 22

Der AeTI der Baggerstrecke [= BS] von **3,44** (gelbe Säulen) bedingt eine Einstufung in die Öko-Klasse IV (> 3,4). Für den Querschnitt BA Twielenfleth – Baggerareal – Fährmannssand [= QS 1] errechnet sich ein deutlich besserer AeTI von **2,38** und damit Öko-Klasse II. Das Querprofil durch die Referenz [= QS 2] erreicht mit AeTI = **1,93** die beste Bewertung, die Klassifizierung bleibt allerdings gleich. Mit 1,93 weist der Wert aber den Übergang zur Öko-Klasse I.

Die Bedingungen für die Gültigkeit des AeTI sind in vollem Umfang erfüllt (vgl. nachstehende Tabelle).

Tab. 6: Prüfung auf Gültigkeit der ermittelten AeTI-Rechenwerte (Unterelbe)

s = Standardabweichung; TMIN = Mindesttaxazahl; AV % = Abundanz indiz. Arten > 50%

Profil	AeTI	± s (< 0,3)	Öko-Klasse	T _{MIN}	AV %	Mittelwert <	Varianz
T22_BS-only	3,44	OK da 0,28	IV	OK da 16 = 16	OK da > 75	OK da 3,2	6,7
TwFs_T22_QS1	2,38	OK da 0,19	II	OK da 55 > 25	OK da > 75	OK da 11,0	77,5
TwFs_T22_QS2	1,93	OK da 0,17	II	OK da 59 > 25	OK da > 75	OK da 11,8	75,7

Die Baggerstrecke [BS] stellt sich erwartungsgemäß am schlechtesten dar. Durch ständig wiederkehrende Unterhaltungseingriffe (fast monatlich) und Entnahme großer Baggervolumina (10^4 – 10^5 m³) ist die benthische Faunengemeinschaft derart dezimiert, dass nur noch eine Reliktgesellschaft von Opportunisten siedelt, v. a. *Limnodrilus hoffmeisteri* (Oligochaeta: Tubificidae), *Nais elinguis* (Oligochaeta: Naididae), *Marenzelleria* sp. (Polychaeta: Spionidae). Dass die Einstufung mit 3,44 knapp ausfällt, liegt einzig an der Abundanz von *Limnodrilus profundicola*, ein

Tubificidae, der eher sandige Habitate besiedelt und mit Eco-Wert 3 vergleichsweise gut indiziert ist.

Das Querprofil BA Twielenfleth bis Fährmannssand [QS2], einschließlich Referenzgebiet (Strom-km 645 – 647), ist dagegen mit 1,93 qualitativ sehr hochwertig eingestuft: der klassische Befund einer rheophilen, stenotopen Sand- bzw. Interstitialfauna: v. a. die Oligochäten *Propappus volki* (Propappidae), *Akteredrilus monospermathecus* (= genuiner Brackwassertubificide), *Lumbricillus lineatus* (Enchytraeidae), *Limnodrilus profundicola* (Tubificidae) sowie die stenöken Chironomiden *Robackia demejerei* und *Kloosia pusilla*. Aber auch auf den Schlickwatten typische Indikatorarten, v. a. Naididen, wie die Schwesterarten *Amphichaeta sannio* und *A. leydigii*, *Paranais frici*, *Uncinails uncinata* oder die stenotopen Schlicktubificiden *Tubifex tubifex*, *Limnodrilus udekemianus* und *Potamothrinx hammoniensis*.

Das Expertenwissen, die in diesem Zusammenhang getroffenen Voreinschätzungen, wird durch den berechneten AeTI überwiegend bestätigt. Widersprüchlichkeiten sind nicht zu erkennen. Der Bewertung gem. UVU-MATERIALBAND VII (1997) mangelt es an der kleinskaligen Präzision; sie bezieht sich auf den Gesamttraum der UA III & IV. Dafür ist sie allerdings noch recht überzeugend ausgefallen, zumindest nicht gegenteilig zur AeTI-Einstufung.

6.3 Querschnitt Belum – Neufelder Koog

Für den Fließgewässertyp T 1 (Übergangsgewässer) ist die Querschnittssituation bei Strom-km 708 (trichterförmige Aufweitung des Aestuars bei Belum) analysiert worden. Beidseitig ist der Strom durch Watten begrenzt: Vor dem Nordufer erstreckt sich der große Neufelder Sand; am Südufer ein etwa 700 m breiter Wattstreifen. Die Querprofilbreite beträgt insgesamt 7.400 m; der max. Ebb- und Flutstrom ist deutlich $> 1,5 \text{ m s}^{-1}$. Das Material der Gewässersohle ist meist grobsandig, allerdings mit Schill- und Klei-Beimengungen, die sog. Schlickgerölle (RIEMANN 1966).

Voreinstufung: Gesamtquerprofil „+“ analog „gute“ Bewertung; die seitlichen Wattenzonen mit „+“ analoge Einstufung „gut“.

Nach UVU-MATERIALBAND VII (1997) wird dem Makrozoobenthos im Raum Belum (UA = VI) eine hohe Wertigkeit zugeordnet (Klasse II); anhand der positiven lebensraumtypischen Faktoren (v. a. großflächige Watten) wurde für die Uferzonierungen und Sande ebenfalls eine hohe Wertigkeit vergeben (Klasse II).

Der AeTI der Fahrinne [= FRi] von **3,22** (rote Säulen) bedingt eine noch knappe Einstufung in die Öko-Klasse III ($< 3,40$); die Nähe zur Öko-Klasse IV ist jedoch nicht zu verleugnen. Für den Gesamtquerschnitt Strom-km 708 [= T 1] errechnet sich dagegen ein deutlich besserer AeTI von **2,40** und damit Öko-Klasse II (eingefügte Grafik). Die Eulitoral-Stationen [Nord- & Südwatt zusammen] erreichen mit AeTI = **2,24** die beste Bewertung, die Klassifizierung bleibt allerdings gleich. Mit AeTI = **2,71** ist der Rechenwert der Hanglagen [Hgl] zwar niedriger als die Fahrinnenberechnung, die Klassifizierung ist ÖPo = III aber identisch.

Die Bedingungen für die Gültigkeit des AeTI sind nicht in allen Punkten erfüllt (vgl. nachstehende Tab. 7).

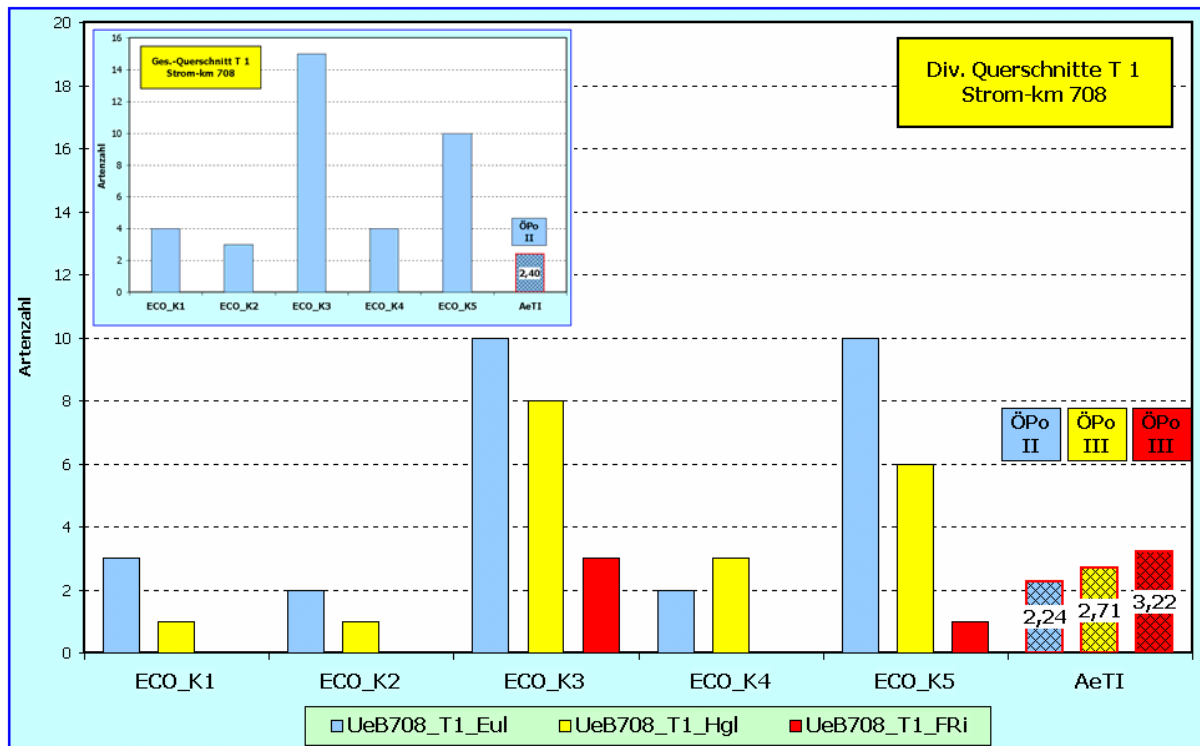


Abb. 5: Unterelbe Belum (= UeB) - Anzahl der AeTI-eingestuften Arten pro Öko-Klasse (= ECO_K_n) sowie der AeTI-Rechenwert und das ökologische Potential (= ÖPo)

Eul = nur Eulitoral, syn. Watten (blaue Säulen); Hgl = nur Hanglagen (gelbe Säulen); FRi = nur Fahrrinne (rote Säulen); T1 = Fließgewässertyp T 1 (Übergangsgewässer)

eingefügte Grafik (oben links): Gesamtquerschnitt Strom-km 708

Tab. 7: Prüfung auf Gültigkeit der ermittelten AeTI-Rechenwerte (Belum)

s = Standardabweichung; TMIN = Mindesttaxazahl; AV % = Abundanz indiz. Arten > 50%

Profil	AeTI	± s (< 0,3)	Öko-Klasse	T _{MIN}	AV %	Mittelwert < Varianz
UeB708_T1_QS	2,40	OK da 0,20	II	OK da 36 > 25	> 75	OK da 7,2 26,7
UeB708_T1_Eul	2,24	OK da 0,24	II	OK da 27 > 25	> 75	OK da 5,4 17,8
UeB708_T1_FRi	3,22	ungültig da 0,36	III	OK da 4 = 4	ungültig da < 50	OK da 0,8 1,7
Ueb708_T1_Hgl	2,71	OK da 0,27	III	ungültig da 19 < 25	> 75	OK da 3,8 9,7

Das Gesamtprofil wird im wesentlichen durch die Bonität der Wattproben gesteuert. Vorrangig sind es erneut die dominanten Oligochäten, die mit hohen Eco-Werten die Einstufung angehoben haben: v. a. die (Brackwasser-) Naididen *Amphichaeta sannio*, *Paranais litoralis*, außerdem der Brackwassertubificide *Tubificoides heterochaetus* sowie *Manayunkia aestuarina* (Polychaeta). Allerdings waren auch noch *Bathyporeia elegans* (auf den Sandwatten) sowie *Corophium volutator* (auf den Schlickwatten) sehr zahlreich im Probenmaterial.

Im Gegensatz zum Gesamtquerschnitt und dem Eulitoral sind die AeTI-Rechenwerte für die Hanglagen und Fahrrinne ungültig. Entweder war die Streuung zu groß (> 0,3) oder die Abundanz der indizierten Arten (< 50%) sowie die Mindesttaxazahl zu gering (< 5²). Besonders anfällig ist der AeTI der Fahrinnenproben: 2 Randbedingungen nicht erfüllt und eine nur knapp.

Möglicherweise würde eine Prüfung der Biodiversität kraft der Mittleren Artenzahl und der α -Diversität nach Fisher (FISHER et al. 1943) eine Korrekturmöglichkeit in solchen Fällen bieten. Der „Erweiterte PTI“ sieht dies zumindest als Lösung vor (SCHÖLL, HAYBACH & KÖNIG, im Druck). In dem nächsten Schritt sollte das für den AeTI auch geprüft werden. Der AeTI bewertet zwar die „Allgemeine Degradation“ im System Aestuar, kann aber durch die Aufnahme der vorgenannten Indizes unterstützt und verstärkt werden.

Das Expertenwissen, die in diesem Zusammenhang getroffene Voreinschätzung, wird durch die berechneten AeTI vorwiegend bestätigt. Grundsätzliche Widersprüchlichkeiten sind nicht zu erkennen. Die kleinskalige Auflösung, bezogen auf die Hang- und Fahrrinnen-Stationen, ist jedoch unpräzise; allerdings hat die UVU-Einstufung auch nichts Besseres geleistet.

7 Ausblick

7.1 Erprobung des Bewertungsverfahrens und Monitoringprogramms

Die Erprobung des Klassifizierungssystems und eine aktuelle Bewertung von Oberflächenwasserkörpern bzw. der Fließgewässertypen anhand der QK benthische Wirbellosenfauna ist für die anstehende Reproduktionsperiode 2005 im Zuge des vorläufigen Monitoringprogramms vorgesehen. Dieser Praxistest muss außer der vorrangigen Prüfung und Ergänzung des AeTI-Verfahrens auch die Optimierung der Probenahmetechnik hinsichtlich Strategie und Design einbeziehen.

Im Sinne einer zuverlässigen Bewertung ist das AeTI-Verfahren an strenge, methodische Eingangsbedingungen geknüpft, als da wären:

die Standortwahl (nicht nur gut ausgestattete Biotope), die Untersuchungshäufigkeit (wenn $1x a^{-1}$ dann Ende Frühjahr/Sommerbeginn), die Stichprobenzahl (Minimum = 8), die Probenfläche (0,1 m², Meiofauna Unterbeprobung), die Entnahmetechnik (Bodengreifer) und letztendlich die Aufarbeitung des biologischen Materials nach „guter Laborpraxis“ (nicht nach AQEM/STAR).

Im Anschluss an die Beprobung und Materialauswertung muss die Bewertungsmethodik anhand der ermittelten Benthosdatensätze erprobt werden. Die aktuellen Daten dienen somit der Verifizierung des Verfahrens, wobei im Einzelnen folgende Aspekte zu beachten sind:

(mögliche) Erweiterung der offenen Faunenliste und Revision der Indizierung der Arten
Eichung der Klassifizierungsskala (Klassengrenzen, -breiten), endgültige Festlegung
Prüfung auf Eignung von Zusatzkriterien

Die Verifizierung nach Kap. 6 ist sicherlich ein erster Schritt in die richtige Richtung, eine Bestätigung, dass Indizierung und Klassifizierung brauchbare Resultate liefern. Die Feuertaufe steht aber noch aus, die Validierung des AeTI-Verfahrens im Freiland auf realen Querprofilen. Die Anwendungsbeispiele 6.1 – 3 bezogen sich auf „virtuelle“, sprich konstruierte Querprofile. Die berücksichtigten Daten setzten sich aus einem „Konglomerat“ verschiedener Untersuchungen zusammen, die weder zeitlich noch methodisch aufeinander abgestimmt waren. Für den Vergleich Voreinschätzung versus AeTI-Berechnung waren die „Baukastenproben“ natürlich ideal, da aufgrund der Expertenmeinung der Erwartungswert fest stand.

Da die Gültigkeit des AeTI-Rechenwerts an Voraussetzungen gebunden ist [Prüfparameter s. Kap. 4.2, Formeln (3)], ist es sinnvoll weitere Indizes in das Bewertungsverfahren aufzunehmen. SCHÖLL, HAYBACH & KÖNIG (im Druck) haben ihr PTI-Modul dabei um verschiedene

Methoden erweitert, die die Biodiversität und Zusammensetzung der Biozönose näher analysieren. Für den AeTI sind zwei Indizes davon auf jeden Fall brauchbar und sollten aufgenommen werden: Für die Schätzung der biologischen Vielfalt sind

Mittlere Artenzahl (= MAZ) und die Artendiversität (=ADF) nach FISHER et al. (1943)

zu testen. Die MAZ kann nur in homogenen Serien gültig ermittelt werden. D. h. in einem Vor-test ist die Datenhomogenität zu prüfen. Die Kriterien für Homogenität sind mittels χ^2 - und Konstanz-Test zu ermitteln (KÖNIG 2003). Diese Datenüberprüfung muss dem Verfahren noch vorangestellt werden. Die ADF ist gerade für den Untersuchungsraum Aestuar der Diversitätsindex der Wahl. Der weitverbreitete Shannon-Wiener-Index ist im „Extremlebensraum“ Tidengewässer/Brackwasser erfahrungsgemäß unbrauchbar, da die Modellvorstellung einer Gleichverteilung der Individuenzahlen auf die Arten entspricht. Das Diversitätsmaß nach Fisher basiert dagegen auf der für gestörte Lebensräume zutreffenden Annahme, dass es immer wenige Arten mit hohen und viele Spezies mit geringen rel. Abundanzen in einer Lebensgemeinschaft gibt. Die α -Diversität ist außerdem sehr robust gegen uneinheitliche Flächengrößen. Mit anderen Worten: Das AeTI-Modul ist um die drei vorgenannten Prüfgrößen zu erweitern. Der nächste Schritt bietet sich förmlich an: Erstellung einer PC-lauffähigen AeTI-Rechenversion einschließlich der essentiellen Rahmenparameter (s. o).

Für das Monitoring werden in Abhängigkeit vom Masterfaktor Salz und von der räumlichen Ausdehnung der Gewässertypen 6 Querschnitte vorgeschlagen: Zwei im Gebiet des Übergangsgewässers, womit der meso- bis polyhaline Bereich abgedeckt ist. Zwei weitere im Oligohalium und im kritischen Grenzbereich zum Süßwasser (variable Lage der oberen Brackwassergrenze beachten). Die letzten beiden in der limnischen Unterelbe sowie der oberen Tideelbe. Entsprechend der Größe des Querprofils von 200 m bis rd. 8 bis 10 km sind (mindestens) 8 bis ≥ 13 Stationen über den Strom zu legen. Das Gebiet des Hamburger Hafens bleibt vorläufig ausgeklammert (vgl. ARGE ELBE 2004).

Im Anschluss müssen die ausgewählten Standorte in Bezug auf das gesamte Bearbeitungsgebiet sowie die Anzahl der Stationen geprüft und gegebenenfalls korrigiert werden. Aufgrund des Fehlens langjähriger Beobachtungsdaten in der für die WRRL erforderlichen Untersuchungstiefe, wird als Grundlage für das Monitoring zunächst ein jährlicher Beprobungsrhythmus vorgeschlagen (STILLER 2005).

7.2 Anwendbarkeit auf die weiteren Aestuarie der Deutschen Bucht (Nordsee)

Bei der Erarbeitung des Bewertungsverfahrens sollte eine mögliche Anwendbarkeit auf die weiteren Nordseezuflüsse Ems, Weser und Eider beachtet werden. Um es gleich vorwegzunehmen: Grundsätzlich ist dies durchaus möglich. Wie die Elbe so sind auch die drei Flussunterläufe von ihrer Charakteristik Aestuarie. Alle 4 Aestuarie haben eins gemeinsam: Es sind Bundeswasserstraßen und unterliegen damit erheblichen Ausbau- und Unterhaltungseingriffen. Bezüglich der Dynamik kann die Tide nicht natürlich ein- und ausschlagen, sondern sie wird an Querbauwerken reflektiert. In der Ems bei Herbrum, in der Weser bei Hemelingen, in der Elbe bei Geesthacht und in der Eider bei Nordfeld. Zusätzlich sind Ems und Eider noch durch Sperrwerke im Mündungsbereich gestört.

Dennoch haben die großen Aestuarie Ems, Weser, Elbe und Eider ihren individuellen Flusscharakter, der sich u. a. im Vorkommen lokaler Faunenelemente widerspiegelt und anhand von Literaturrecherchen sowie Freilanduntersuchungen regionalspezifisch erarbeitet werden muss. Entsprechend ist ein Abgleich der ökologischen Zustände bzw. des ökologischen Potentials an-

hand des gewässerspezifischen Arteninventars durchzuführen. Sofern sich hierdurch Abweichungen von den für die Tideelbe beschriebenen Verhältnissen ergeben, ist eine Anpassung der offenen Taxaliste und die Nacheichung der Klassifizierungsskala notwendig.

Darüber hinaus sind gegebenenfalls aus der Erprobung des Verfahrens resultierende Veränderungen (vgl. vorstehendes Kap. 7.1) zu berücksichtigen. Bei der Indizierung der Arten (Eco-Werte) sind Änderungen nicht nur im Einzelfall zu erwarten. Jeder Fluss ist ein Unikat, und jeder beherbergt seine „eigene“ Fauna, schon deshalb sind Modifikationen zu erwarten. Das Konzept, des für die Tideelbe entwickelten „Aestuar-Typie-Index“, ist jedoch mit großer Wahrscheinlichkeit übertragbar: Das Indikationsprinzip verbunden mit der „offenen“ Taxaliste, das Rechenverfahren mit den statistischen Randbedingungen und der empfohlenen Indexerweiterung.

8 Zusammenfassung

Das „Projekt Tideelbe“ hatte als Zielvorgabe, eine **Bewertung** des ökologischen Zustands anhand der Qualitätskomponente „benthische Wirbellosenfauna“ von Geesthacht bis zur See-grenze zu entwickeln, in Entsprechung zu den Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie (2000). Das Hypopotamal der Elbe teilt sich definitionsgemäß in drei Fließgewässertypen: den Typ 20, 22 und T 1 - analog sandgeprägter Tieflandstrom, Marschengewässer und Übergangsgewässer (ARGE ELBE 2004). Darüber hinaus ist die Tideelbe vorläufig als „erheblich veränderter Wasserkörper“ eingestuft, weshalb nicht der ökologische Zustand, sondern das ökologische Potential zur Bewertung ansteht (EU-WRRL, Anhang V ff.).

Für Typ 20 existiert bereits ein zuverlässiges Verfahren, die von SCHÖLL & HAYBACH (2001) und SCHÖLL, HAYBACH & KÖNIG (im Druck) für große Ströme, insbesondere Bundeswasserstraßen konzipierte Methode des Potamon-Typie-Index, kurz PTI. Zentrales Kernstück des Verfahrens ist die Bewertung der Benthoszönose nach gewässertypspezifischen Indikatorarten. Auf das Konstrukt eines (historischen) Leitbildes wurde bewusst verzichtet, da es aufgrund der anthropogenen Überformung der Bundeswasserstraßen nicht sinnvoll ist.

Die Methode ist für die Belange des **Elbe-Aestuars** modifiziert und in **Aestuar-Typie-Index**, kurz **AeTI**, umbenannt worden. Grundlage ist ein „offene“ Faunenliste von derzeit 218 aestuar-spezifischen Arten, die hinsichtlich ihrer diesbezüglichen Eigenschaften mit einem Eco-Wert von 1 bis 5 indiziert wurden. Je höher der Eco-Wert, desto typischer, desto charakteristischer die aestuarine Flussbindung einer Art, wie auch umgekehrt.

Der Rechenwert des AeTI ergibt sich analog dem PTI aus dem gewichteten Mittel der ECO-Werte nach denen die nachgewiesenen Arten eingestuft sind. Hierbei erfolgt die Wichtung nach der relativen Abundanz der Spezies und nach der Valenz (Schwankungsbereich der Aussagefähigkeit), der die stenöken Arten stärker und die euryöken schwächer wichtet. Die möglichen Wertebelegungen von Eco sind {1,2,3,4,5}, und für den AeTI lässt sich entsprechend ein Klassifizierungssystem zwischen 1,0 und 5,0 angeben. Die statistische Zuverlässigkeit des berechneten AeTI-Werts ist durch strenge Gültigkeitskriterien abgesichert.

Interne Referenz für die Klassifizierung in Öko-Klassen ist das „gute ökologische Potential“. Die Annahme eines „höchsten ökologischen Potentials“ als qualitatives Bezugssystem, ist für erheblich veränderte Wasserkörper illusorisch. Die Ableitung der Zustandsklassen geschieht durch eine kritische Abwägung der biologischen Rahmenbedingungen, letztendlich wird für viele Parameter die Spannweite zwischen Stenökologie und Euryökologie, die Systembindung abgefragt.

Die AeTI-Formel erlaubt, wie bereits erwähnt, eine direkte Zuordnung der Rechenwerte von min. 1,00 bis max. 5,00 in wiederum fünf Öko-Klassen resp. EU-Entsprechung. Analog dem Saprobienindex zeigen niedrige AeTI-Rechenwerte eine gute und hohe eine schlechte Qualität an. Dementsprechend sind die Öko-Klassen von I (= höchste Qualität) bis V (= schlechteste Qualität) aufgebaut und die Klassenbreiten in nicht äquidistanten Abständen formuliert.

Das Bewertungsverfahren ist an drei gewässertypischen Querprofilen durchgerechnet und erläutert worden. Basis waren allerdings räumlich und zeitlich unterschiedliche Datensätze, sog. virtuelle Datensätze. Die statistische Zuverlässigkeit des AeTI's ist bestätigt worden, aber Mängel konnten auch aufgezeigt werden. Außerdem sind zur Methodik die verbindlichen Bedingungen dargestellt worden, v. a. Standortwahl, Probenahme-Design und Strategie, Stichprobenzahl und Probenfläche, Aufarbeitung.

Abschließend wurde die Empfehlung ausgesprochen, das AeTI-Modul um drei Prüfgrößen zu erweitern (vgl. SCHÖLL, HAYBACH & KÖNIG im Druck): Eine vorgeschaltete Homogenitätstestprüfung der Daten mittels χ^2 -Test und Konstanztest, sowie Einbeziehung der Biodiversität anhand der Indizes „Mittlere Artenzahl“ und α -Diversität nach Fisher. Und als (vorläufig) letzter Schritt: Die Erstellung einer PC-lauffähigen AeTI-Rechenversion einschließlich der essentiellen Rahmenparameter.

Die Validierung des Klassifizierungssystems und eine aktuelle Bewertung der Oberflächenwasserkörpern bzw. der Fließgewässertypen anhand der QK benthische Wirbellosenfauna ist für die anstehende Reproduktionsperiode 2005 im Zuge des vorläufigen Monitoringprogramms vorgesehen. Dieser Praxistest muss außer der vorrangigen Prüfung und Ergänzung des AeTI-Verfahrens auch die Optimierung der Probenahmetechnik hinsichtlich Strategie und Design einbeziehen.

Das Konzept, des für die Tidelbe entwickelten „Aestuar-Typie-Index“, ist, wie es schon der PTI war, mit großer Wahrscheinlichkeit übertragbar: Das Indikationsprinzip verbunden mit der „offenen“ Taxaliste, das Rechenverfahren mit den statistischen Randbedingungen und der empfohlenen Indexerweiterung. Da aber jeder Fluss seinen eignen Charakter hat, sind Modifikationen zwangsläufig.

9 Literatur

9.1 zitierte Literatur

- ARGE ELBE (2002): Typisierung des Übergangsgewässers in der Flussgebietseinheit Elbe nach EG-Wasserrahmenrichtlinie. - www.arge-elbe.de, 6 S. + Anhang.
- 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. +
- BIOCONSULT (2004): 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).
- BLUHM, H. (1990): Analyse zyklischer Wiederbesiedlungsvorgänge am Beispiel sublitoraler Makrobenthosgemeinschaften in der Flensburger Förde. – Diss. math.-nat. Fak. CAU Kiel (unveröff.), 257 S.
- BRIEM, E. (2003): Gewässerlandschaften der BR Deutschland. – ATV-DVWK Hennef, Arbeitsbericht, 176 S.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (1998): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. – Schrift.R. Landsch. Natursch. 55, 434 S.
- DAHL, F. (1893): Untersuchungen über die Thierwelt der Unterelbe. – Ber. Komm. wiss. Unters. dtsch. Meere, 3, 151-185.
- DEV (1991): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M). Bestimmung des Saprobienindex (M 2). Band III. 24. Lieferung. - VCH Weinheim, New York, Basel, Cambridge.
- EU-WRRL (WASSERRAHMENRICHTLINIE) (2000): Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlaments des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.- Abl. L 327 vom 22.12.2000, geändert durch Entscheidung Nr. 2455/2001/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 20. November 2001 - Abl. L 331 vom 15.12.2001.
- 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. (1968): Biologie de gestauten Elbe. Die Auswirkungen der Staustufe Geesthacht auf die benthale Fauna im oberen Grenzbereich des Elbe-Aestuars. – Arch. Hydrobiol. Suppl. 31 (Elbe-Aestuar 3), 281-378.
- GRIMM, R. (1979): Die Entwicklung der litoralen Fauna in der Elbe. Ökologische Indikatorfunktion des Makro- und Meiobenthos im Bereich einer „verbauten“ Elbestrecke unter besonderer Berücksichtigung der Naididae (Oligochaeta). - Arch. Hydrobiol./Suppl. 43 (Elbe-Aestuar 4), 236-264.
- HAASE, P. & A. SUNDERMANN (2004): Standardisierung der Erfassungs- und Auswertungsmethoden von Makrozoobenthosuntersuchungen in Fließgewässern. – LAWA Biebergemünd, F+E-Vorhaben O 4.02, 92 S.
- HAASE, P. (2004): Das Makrozoobenthos in Fließgewässern. Vortrag Symposium EU-WRRL „Das Monitoringprogramm zu den biologischen Qualitätskomponenten“. – Verant. Hess. LA Umwelt u. Geologie (HLUG), Wetzlar 07.10.2004.
- 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.
- JONGE, V. N. de (1974): Classification of brackish coastal inland waters. – Hydrobiol. Bull. 3, 29 -39.
- KAUSCH, H. (1996): Begriffserklärungen und Abkürzungen. – In: LOZÁN, J. L. & H. KAUSCH (Hrsg.): Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren. – Parey Verl. Berlin, 356-362.
- KINZELBACH, R. (1992): The main features of the phylogeny and dispersal of the Zebra Mussel *Dreissena polymorpha*. In: NEUMANN, D. & JENNER, H. A. (Eds.): The Zebra Mussel *Dreissena polymorpha*. - Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York: 5-17.
- KÖNIG, B. (2003): Prüfung von Makrozoobenthosproben auf Einheitlichkeit der Besiedlung – ein einfaches mathematisches Homogenitätskriterium. – Hydrol. u. Wasserbewirt. Koblenz 47 (2), 67-70.
- KROON, H. de, H. de JONG & J. T. A. VERHOEVEN (1985) : The macrofauna distribution in brackish inland waters in relation to chlorinity and other factors. – Hydrobiologia 127, 265-275.
- LUNG (2002): Verfahrensanleitung zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern in Mecklenburg-Vorpommern mittels Standorttypieindex, Stand Februar 2002. - Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (Hrsg.), Güstrow.

- 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.
- 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.
- MICHAELIS, H., H. FOCK, M. GROTHJAHN & D. POST (1992): The status of the intertidal zoobenthic brackish-water species in estuaries of the German Bight. – Neth. J. Sea Res. 30, 201-207.
- MOOG, O. (1995): Fauna Aquatica Austriaca – Katalog zur ökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs. – Wasserwirt.kataster BLFW, Wien, Lfg. 05/95.
- MOVAGHAR, C.-A. (1964): Verbreitung und Ökologie der Amphipoden im Elbe-Aestuar. – Arch. Hydrobiol./Suppl. 29, Elbe-Aestuar II (1/2), 97-179.
- NEUMANN, D. & JENNER, H. A. (1992) (Eds.): The Zebra Mussel *Dreissena polymorpha*. - Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York.
- PETERMEIER, A., SCHÖLL, F. & T. TITTIZER (1994): Historische Entwicklung der aquatischen Lebensgemeinschaft (Zoobenthos und Fische) im deutschen Abschnitt der Elbe. Gutachten i. A. des BM f. Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. - BfG Koblenz, 173 S.
- PFANNKUCHE, O. (1977): Ökologische und systematische Untersuchungen an naidomorphen Oligochaeten brackiger und limnischer Biotope. – Diss. FB Biologie Univ. Hamburg, 138 S.
- REMANE, A. & C. SCHLIEPER (1958): Die Biologie des Brackwassers. – Die Binnengewässer, Bd. XXII, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 348 S.
- REMANE, A. & C. SCHLIEPER (1971): Biology of brackish water. – Die Binnengewässer, Bd. XXV, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 372 S.
- RIEMANN, F. (1966): Die interstitielle Fauna im Elbe-Aestuar. Verbreitung und Systematik. – Arch. Hydrobiol. Suppl. 31 (Elbe-Aestuar 3), 1-279.
- RUMOHR, H. (1990): Soft bottom macrofauna. Collection and treatment of samples. – Int. Council. Explor. Sea, Copenhagen, 3-18.
- SCHMEDTJE, U. & M. COLLING (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. – Info-Berichte Bayer. Landesamt f. Wasserwirt. München, H. 4/96, 543 S.
- SCHÖLL, F. & A. HAYBACH (2000): Der Potamon-Typie-Index – ein indikatives Verfahren zur ökologischen Bewertung großer Fließgewässer. – Hydrol. & Wasserbewirt. Koblenz, 44 (1), 32-33.
- SCHÖLL, F. & A. HAYBACH (2001): Bewertung von großen Fließgewässern mittels Potamon-Typie-Index. Verfahrensbeschreibung und Anwendungsbeispiele. – BfG Koblenz, Mitt. 23, 28 S.
- SCHÖLL, F. & J. FUKSA (2000): Das Makrozoobenthos der Elbe vom Riesengebirge bis Cuxhaven. – BfG Koblenz: 28 S.
- SCHÖLL, F., A. HAYBACH & B. KÖNIG (im Druck): Das erweiterte Potamontypieverfahren zur ökologischen Bewertung von Bundeswasserstraßen /Fließgewässertypen 10 und 20: kies- und sandgeprägte Ströme, Qualitätskomponente Makrozoobenthos) nach Maßgabe der EU-Wasserrahmenrichtlinie. – Hydrol. & Wasserbewirt. Koblenz.
- SCHÖLL, F., T. TITTIZER, T. BEHRING & M. WANITSCHHECK (1995): Faunistische Bestandsaufnahme an der Elbsohle zur ökologischen Zustandsbeschreibung der Elbe und Konzeption von Sanierungsmaßnahmen. – BfG Koblenz, UBA-F+E-Vorhaben 0880, 48 S.
- SCHUCHARDT, B., J. SCHOLLE & H.-J. KRIEG (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).
- SCHUCHARDT, B., J. SCHOLLE & H.-J. KRIEG (2003): 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).
- SCHUCHARDT, B., J. SCHOLLE & H.-J. KRIEG (2004): 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).
- STEINBERG, C. E. W. (1993): Ist Gewässerökologie teilbar geworden? Eine Polemik. – DGL Mitt. 1/2003, 32-36.
- STILLER, G. (2005): Bewertungsverfahren für die Qualitätskomponenten Makrophyten und Angiospermen in der Tideelbe gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. Gutachten i. A. ARGE ELBE/FHH BSU WG Elbe (unveröff.). – Stiller Biol. Kart. & Gutachten, Hamburg, 39 S.
- THIELE, V., MEHL, M., BERLIN, A., WEBER v., M. & R. BÖRNER (1996): Ein Verfahren zur ökologischen Bewertung von rückgestauten Fließgewässerbereichen und deren Niederungen im nordostdeutschen Tiefland. – Limnologica 26 (4), 361-374.

- UVU-MATERIALBAND I (1997): UVU zur Anpassung der Fahrrinne der Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt. Fachbeiträge Hydromechanik, Bd. 1-3. Unveröff. Gutachten i. A. der WSV Kiel, WSA Hamburg und FHH Wirtschaftsbehörde, Amt Strom- und Hafenaufbau, Hamburg. – Bundesanstalt f. Wasserbau-Außenstelle Küste, Hamburg.
- UVU-MATERIALBAND III (1997): UVU zur Anpassung der Fahrrinne der Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt. Böden und Sedimente. Unveröff. Gutachten i. A. der WSV Kiel, WSA Hamburg, Amt Strom- und Hafenaufbau, Hamburg und Planungsgruppe Ökologie und Umwelt Nord, Hamburg. - Inst. f. Bodenkunde d. Univ. Hamburg, 352 S.
- UVU-MATERIALBAND VII (1997): UVU zur Anpassung der Fahrrinne der Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt. Tiere und Pflanzen - aquatische Lebensgemeinschaften. Unveröff. Gutachten i. A. der WSV Kiel, WSA Hamburg, Amt Strom- und Hafenaufbau, Hamburg und Planungsgruppe Ökologie und Umwelt Nord, Hamburg. - Inst. f. Hydrobiol. u. Fisch.wiss. d. Univ. Hamburg und H.-J. Krieg, HUuG Tangstedt, 567 S.
- WERKGROEP ECOLOGISCH WATERBEHEER (Eds.) (1995): Levensgemeenschappen van brakke wateren. – Publ. WEW Groningen, WEV-05, 1-13.
- WERKGROEP ECOLOGISCH WATERBEHEER (Eds.) (1995): Levensgemeenschappen van brakke wateren. – Publ. WEW Groningen, WEV-05, 1-13.
- WOLFF, W. J. (1973): The estuary as a habitat. An analysis of data on the soft-bottom Macrofauna of the estuarine area of the rivers Rhine, Meuse, and Scheldt. – Zool. Verhand., Leiden, 126, 1-242.

9.2 ausgewertete Literatur (Autökologie, Traits, Indikation, Eco-Indizierung)

- ANGER, K. (1977): Benthic invertebrates as indicators of organic pollution in the western Baltic Sea. – Int. Rev. Ges. Hydrobiol. 62 (2), 245-254.
- AQEM CONSORTIUM (2004): AQEM assessment software Version 2.3, Stand 06.04.2003. – Download unter www.aqem.de
- ARLT, G. (1975): Remarks on the indicator organisms in the coastal waters of the GDR. 3rd. Balthic Symp. Mar. Biol., Helsinki 1973. – Havforskning Inst. Skr. Merentutkimuslait Julk. 239, 272-279.
- ARMITAGE, P. D., P. S. CRANSTON & L. C. V. PINDER (1995): The Chironomidae, Biology and ecology of non-biting midges. – Chapman & Hall, London, New York, Tokyo, Melbourne, Madras, 572 S.
- ARNTZ, W. E. & H. RUMOHR (1982): An experimental study of macrobenthic colonization and succession, and the importance of seasonal variation in temperate latitudes. – J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 64, 17-45.
- ASKEW, R. R. (1988): The Dragonflies of Europe. – Harley Books, Colchester, 291 S.
- AUGUSTIN, A. & K. ANGER (1974): Experimente über Substratpräferenzen von *Capitella capitata* (FABRICIUS). – Kiel. Meeresforsch. 30, 28-36.
- BAUERFEIND, E., O. MOOG & P. WEICHSELBAUM (2002): Ephemeroptera. - Teil III, 24 S., in MOOG, O. (Ed.) (2002): Fauna Aquatica Austriaca, Lieferung 2002. – Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- BAUERFEIND, E. & U. H. HUMPESCH (2001): Die Eintagsfliegen Zentraleuropas (Insecta: Ephemeroptera), Bestimmung und Ökologie. – Verl. Naturhist. Mus., Wien, 239 S.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (2003): Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands zur Kodierung biologischer Befunde. – Informationsberichte Heft 1, München, 388 S.
- BAYNE, B. L. (1964): Primary and secondary settlement in *Mytilus edulis* L. (Mollusca). – J. Anim. Ecol. 33, 513-523.
- BECKER, C. (1995): Ein Beitrag zur Zuckmückenfauna des Rheins (Diptera: Chironomidae). – Shaker Verl., Aachen, 265 S.
- BEER VAN, P.W.M. & P.F.M. VERDONSCHOT (2000): Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren deel 4, Brakke binnenwateren. – Rapport AS-04 EC-LNV, Alterra, 80 S.
- BEUKEMA, J. J. (1987): Influence of the predatory polychaete *Nephtys hombergii* on the abundance of other polychaetes. – Mar. Ecol. Prog. Ser. 40, 95-101.
- BICK, A. & F. GOSSELCK (1985): Arbeitsschlüssel zur Bestimmung der Polychaeten der Ostsee. – Mitt. zool. Mus. Berlin 61, 171-272.
- BÍRÓ, K. (1988): Kleiner Bestimmungsschlüssel für Zuckmücken (Diptera:Chironomidae). – Wasser und Abwasser, Suppl. Bd. 1/88, 329 S.
- BLOME, D. & A. FAUBEL (1996): Eulittoral nematodes from the Elbe estuary: Species composition, distribution, and population dynamics. – Arch. Hydrobiol./Suppl. 110 (2/3), 107-157.
- BLUHM, H. (1990): Analyse zyklischer Wiederbesiedlungsvorgänge am Beispiel sublittoraler Makrobenthosgemeinschaften in der Flensburger Förde. – Diss. math.-nat. Fak. CAU Kiel (unveröff.), 257 S.

- BORG, F. (1930): Moostierchen oder Bryozoen (Ectoprocten). – In: DAHL, F. (Begr.): Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile. Gustav Fischer Verl., Jena, 25-142.
- BRAFIELD, A. E. & G. E. NEWELL (1961): The behavior of *Macoma balthica* (L.). – J. mar. biol. ASS. U. K. 41, 81-87.
- BRINKHURST, R. O. & C. R. KENNEDY (1962): Some aquatic Oligochaeta from the Isle of Man with special reference to the Silver Burn estuary. – Arch. Hydrobiol. 58, 367-376.
- BRINKHURST, R. O. & C. R. KENNEDY (1965): Studies on the biology of the Tubificidae (Annelida, Oligochaeta) in a polluted stream. – J. Anim. Ecol. 34, 429-433.
- BRINKHURST, R. O. (1966): The Tubificidae (Oligochaeta) of polluted water. – Verh. Int. Ver. Limnol. 16, 854-863.
- BRINKHURST, R. O. (1970): Distribution and abundance of tubificid (Oligochaeta) species in Toronto harbour, Lake Ontario. J. Fish. Res. Bd. Canada 27, 1961-1969.
- BUHS, F. (1988): Die Beeinflussung der Wiederbesiedlung eines Wattareals durch *Nereis diversicolor* (Annelida: Polychaeta). Dipl.arb. CAU Kiel (unveröff.).
- BÜLOW, T. v. (1955): Oligochaeten aus den Endgebieten der Schlei. – Kieler Meeresf. 11, 253-264.
- BÜLOW, T. v. (1957): Systematische und ökologische Studien an eulitoralen Oligochaeten der Kimbrischen Halbinsel. – Kieler Meeresf. 13, 69-116.
- BUNKE, D. (1967): Zur Morphologie und Systematik der Aeolosomatidae BEDDARD 1895 und Potamodrillidae nov. fam. (Oligochaeta). – Zool. JB. Syst. 94, 187-368.
- BURMEISTER, E.-G. (1981): Zur Wasserkäferfauna Nordwestdeutschlands, Teil II: Palpicornia – Hydrophiloidea (Hydraenidae, Hydrochidae, Helophoridae, Hydrophilidae) und Diversicornia (Dryopidae, Elminthidae, Helodidae). – Spixiana 4(2), 175-189.
- COOK, D. G. (1971): The Tubificidae (Annelida, Oligochaeta) of Cape Cod Bay. II.: Ecology and systematics with the description of *Phalldrillus parvatriatus* nov. sp. – Biol. Bull. 141, 203-221.
- DAHL, E. (1973): Ecological range of Baltic and North Sea species. – Oikos, Suppl. 15, 85-90.
- DAHL, I. O. (1960): The oligochaete fauna of three Danish brackish water aereas. – Meddr. Danm. Fisk. og Havunders (N. S.) 2, 1-20.
- DAUER, D. M., C. A. MAYBURY & R. M. EWING (1981): Feeding behaviour and general ecology of several spionid polychaetes from the Chesapeake Bay. – J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 54 (1), 21-38.
- DEAN, D. (1965): On the reproduction and larval development of *Streblospio benedicti* WEBSTER. – Biol. Bull. 128, 67-76.
- DÉCAMPS, H. (1968): Vicariances écologiques chez les Trichoptères des Pyrénées. – Annales de Limnologie 4, 1-50.
- DOMMERMUTH, M. (1997) : Die Wied, Limnologische Untersuchung eines Fließgewässersystems im Westerwald (Rheinland-Pfalz) mit einem Beitrag zum Indikationswert der Chironomiden (Diptera). – Schriftenr. naturwissenschaftl. Forschungsergebnisse Bd. 51, Verlag Dr. Kovač, Hamburg, 309 S.
- DROST, M. B. P., H. P. J. J. CUPPEN., E. J. V. NIEKERKEN & M. SCHREIJER (1992): De Waterkevers van Nederland. – Natuurhistorische Bibliotheek van de KNNV, 55 (Stichting Uitgeverij Koninklijke Nedelandse Natuurhistorische Vereniging), 280 S.
- DZWILLO, M. (1966a): Oligochaeten im marinen Raum. – Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerhaven, Sonderbd. 2, 155-160.
- DZWILLO, M. (1966b): Untersuchungen über die Zusammensetzung der Tubificidenfauna im Bereich des Hamburger Hafens. – Abh. u. Verh. d. Naturw. Ver. Hamburg 11, 101-116.
- EDINGTON, J. M. & A. G. HILDREW (1995): A revised key to the caseless Caddis Larvae of the British Isles with notes on their ecology. – Freshwater Biological Association, Ambleside, Scientific Publication No. 53, 134 S.
- EGGERS, T. O. & A. MARTENS (2001): Bestimmungsschlüssel der Süßwasser-Amphipoden (Crustacea) Deutschlands. – Lauterbornia 42, 1-68.
- EISELER, B. (2003): Bestimmungsschlüssel für die in Nordrhein-Westfalen vorkommenden Eintagsfliegenlarven. – Gutachten i. A. des Landesumweltamtes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf, 77 S.
- ELLIOTT, J. M. & U. H. HUMPESCH (1983): A key to the adults of the British Ephemeroptera with notes on their ecology. – Freshwater Biological Association, Ambleside, Scientific Publication No. 47, 101 S.
- ELLIOTT, J. M., U. H. HUMPESCH & T. T. MACAM (1988): Larvae of the British Ephemeroptera. A key with ecological notes. – Freshwater Biological Association, Ambleside, Scientific Publication No. 49, 145 S.
- ERSÉUS, C. (1988): Oligochaeta. – IN: HIGGINS, R. P. & H. THIEL (Eds.): Introduction to the study of Meiofauna. – Smithsonian Inst. Press, Washington D. C., 349-354.
- FIEDLER, M. (1991): Die Bedeutung von Makrozoobenthos und Zooplankton der Unterelbe als Fischnahrung. - Ber. Inst. f. Meereskunde, Kiel 204, 226 S.

- FITTKAU, E. J. & F. REISS (1978): Chironomidae. – In: ILLIES, J. (Hrsg.): Limnofauna Europaea. Eine Zusammenstellung aller Binnengewässer bewohnenden mehrzelligen Tierarten mit Angaben über ihre Verbreitung und Ökologie. – 2. Aufl., G. Fischer Verlag, Stuttgart, 404-440.
- FREUDE, H., K. W. HARDE & G. A. LOHSE (1964-83): Die Käfer Mitteleuropas (11 Bde.). – Goecke & Evers, Krefeld.
- FRIDAY, L. E. (1988): A Key to the Adults of British Water Beetles. – Field studies council, 189 (7), 1-151.
- FRIEDRICH, H. (1936): Polychaetenstudien. I-III. Kiel. Meeresforsch. 1 (2), 343-351.
- GIERE, O. & O. PFANNKUCHE (1982): Biology and ecology of marine oligochaeta. A review. – Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 20, 173-308.
- GLEDHILL, G., SUTCLIFFE, D. W. & W. D. WILLIAMS (1993): British freshwater Crustacea, Malacostraca: A key with ecological notes. - Freshw. Biol. Ass., Sci. Publ. 52, 173 pp.
- GLÖER, P. (2002): Mollusca I: Süßwassergastropoden Nord- und Mitteleuropas - Bestimmungsschlüssel, Lebensweise, Verbreitung. – In: DAHL, F. (Begr.): Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise, 73. Teil., ConchBooks, Hackenheim, 2. Neubearb. Aufl., 327 S.
- GRABOW, K. (2000): Farbatlas Süßwasserfauna, Wirbellose. – Eugen Ulmer, Stuttgart, 288 S.
- GRAF, W., U. GRASSER & J. WARINGER (2002): Trichoptera. - Teil III, 43 S., in MOOG, O. (ed.) (2002): Fauna Aquatica Austriaca, Lieferung 2002. – Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- GRASSLE, J. F. & J. P. GRASSLE (1974): Opportunistic life histories and genetic systems in marine benthic polychaetes. – J. Mar. Res. 32, 253-284.
- GREENWOOD, M. T. & P. J. WOOD (2003): Effects of seasonal variation in salinity on a population of *Enochrus bicolor* Fabricius 1792 (Coleoptera: Hydrophilidae) and implications for other beetles of conservation interest. – Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 13, 21-34.
- GRIMM, R. & B. KIESEWETTER (1996): Ecological study on the ditches and tideways of the Wedeler Marsch and on the Fährmanns-sander Watt. – Arch. Hydrobiol./Suppl. 110 (2/3), 215-262.
- GRIMM, R. (1968): Biologie de gestauten Elbe. Die Auswirkungen der Staustufe Geesthacht auf die benthale Fauna im oberen Grenzbereich des Elbe-Aestuars. – Arch. Hydrobiol. Suppl. 31 (Elbe-Aestuar 3), 281-378.
- GRIMM, R. (1979): Die Entwicklung der litoralen Fauna in der Elbe. Ökologische Indikatorfunktion des Makro- und Meiobenthos im Bereich einer „verbauten“ Elbestrecke unter besonderer Berücksichtigung der Naididae (Oligochaeta). - Arch. Hydrobiol./Suppl. 43 (Elbe-Aestuar 4), 236-264.
- GUDMUNDSSON, H. (1985): Life history patterns of polychaete species of the family Spionidae. – J. Mar. Biol. Ass. U. K. 65, 93-111.
- GULLEFORS, B. & K. MÜLLER (1990): Seasonal and diurnal occurrence of adult caddflies (Trichoptera) from brackish water of the Bothnian sea. – Aquatic Insects 12 (4), 227-239.
- HAGGE, A., F. EGGERS & H.-J. KRIEG (2003): Untersuchungen zur EU-Wasserrahmenrichtlinie an ausgewählten Flussunterläufen (Hypopotamal) und Speicherbecken der Marschen von Schleswig-Holstein. Bd. 1-8, Wirbellosenfauna. – Gutachten i. A. LANU Kiel-Flintbek.
- HANSEN, M. (1987): The Hydrophiloidea (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. – Fauna Entomologica Scandinavia, 18, 154 S.
- HARTMANN-SCHRÖDER, G. (1996): Annelida, Borstenwürmer, Polychaeta. Die Tierwelt Deutschlands. 58. Teil. – Gustav Fischer Verlag Jena, 648 S.
- HAYBACH, A. (1998): Die Eintagsfliegen (Insecta: Ephemeroptera) von Rheinland-Pfalz, Zoogeographie, Faunistik, Ökologie, Taxonomie und Nomenklatur. – Diss. Fachbereich Biologie Johannes Gutenberg-Universität Mainz, 417 S.
- HEBAUER, F. & B. KLAUSNITZER (2000): Insecta: Coleoptera: Hydrophiloidea: Georissidae, Spercheidae, Hydrochidae, Hydrophilidae (exkl. Helophorus). – In: J. SCHWOERBEL & P. ZWICK: Süßwasserfauna von Mitteleuropa, Band 20 / 7-10.1, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 134 S.
- HEIDEMANN, H. & R. SEIDENBUSCH (2002): Odonata II: Die Libellenlarven Deutschlands - Handbuch für Exuviensammler.- In: DAHL, F. (Begr.): Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise 72. Teil, 2. Auflage, Goecke & Evers, Keltern, 328 S.
- HEITKAMP, U. (1986): Bestimmungsschlüssel der europäischen Hydra-Arten (Cnidaria, Hydrozoa). - Arch. Hydrobiol. 107 (4), 529-543.
- HEMPEL, C. (1957a): Zur Ökologie einiger Spioniden (Polychaeta sedentaria) der deutschen Küsten. – Kieler Meeresf. 13, 275-288.
- HEMPEL, C. (1957b): Über den Röhrenbau und die Nahrungsaufnahme einiger Spioniden der deutschen Küsten. – Helgoländ. wiss. Meeresunters. 6, 100-135.

- HESS, M., D. SPITZENBERGER, R. BELLSTEDT, U. HECKES, L. HENDRICH & W. SONDERMANN (1999): Artenbestand und Gefährdungssituation der Wasserkäfer Deutschlands. – Naturschutz und Landschaftsplanung 31(7), 197-211.
- HILEY, P. D. (1976): The identification of british limnephilid larvae (Trichoptera). – Systematic Entomology 1, 147-167.
- HOLLAND, D.G. (1972): A key to the larvae, pupae and adults of the british species of Elmithidae. – Freshwater Biological Association, Ambleside, Scientific Publication No. 26, 45 S.
- HOLMEN, M. (1987): The aquatic Adephaga (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark: I Gyrinidae, Haliplidae, Hygrobiidae, Noteridae. – Fauna Entomologica Scandinavica, 20, 168 S.
- HOLSTEIN, T. & P. EMSCHERMANN (1995): Cnidaria: Hydrozoa. Kamptozoa. – In: SCHWOERBEL, J. & P. ZWICK: Süßwasserfauna von Mitteleuropa. – Gustav Fischer Verl., Stuttgart, Bd. 1/2+3, 141 S.
- HRABE, S. (1965): New or insufficient known species of the family Tubificidae. – Spisy prirod. fak. Univ. J. E. Purkyne Brne C. 470, 57-77.
- HUEMER, P. & G. TARMANN (2002) : Lepidoptera. - Teil III, 5 S., in MOOG, O. (ed.) (2002): Fauna Aquatica Austriaca, Lieferung 2002. – Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- ILLIES, J. (1978): Limnofauna Europaea: Eine Zusammenstellung aller die europäischen Binnengewässer bewohnenden mehrzelligen Tierarten mit Angaben über ihre Verbreitung und Ökologie. – Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 532 S.
- JÄCH, M., J. KODADA, O. MOOG & S. SCHÖDL (2002): Coleoptera. - Teil III, 43 S., in MOOG, O. (ed.) (2002): Fauna Aquatica Austriaca, Lieferung 2002. – Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium f. Land- u. Forstwirtschaft, Umwelt u. Wasserwirtschaft, Wien.
- JAECKEL, S. H. (1940): Die Brackwassermollusken der deutschen Meeresküsten. – Sitz.-Ber. Ges. naturf. Freunde Berlin, Jg. 1940, 114-130.
- JAGNOW, B. & F. GOSELCK (1987): Bestimmungsschlüssel für die Gehäuseschnecken und Muscheln der Ostsee. – Mitt. zool. Mus. Berlin 63, 191-268.
- JANECEK, B. & O. MOOG (2002): Diptera: Chironomidae: Prodiamesinae. Teil III, 5 S., in MOOG, O. (ed.) (2002): Fauna Aquatica Austriaca, Lieferung 2002. – Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium f. Land- u. Forstwirtschaft, Umwelt u. Wasserwirtschaft, Wien.
- JANECEK, B. & R. CONTRERAS-LICHTENBERG (2002): Diptera: Chironomidae: Chironominae. Teil III, 30 S., in MOOG, O. (ed.) (2002): Fauna Aquatica Austriaca, Lieferung 2002. – Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium f. Land- u. Forstwirtschaft, Umwelt u. Wasserwirtschaft, Wien.
- JANECEK, B., C. MORITZ & R. SAXL (2002): Diptera: Chironomidae: Diamesinae. Teil III, 9 S., in MOOG, O. (ed.) (2002): Fauna Aquatica Austriaca, Lieferung 2002. – Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium f. Land- u. Forstwirtschaft, Umwelt u. Wasserwirtschaft, Wien.
- JANECEK, B., O. MOOG & C. ORENDT (2002): Diptera: Chironomidae: Tanypodinae. Teil III, 13 S., in MOOG, O. (ed.) (2002): Fauna Aquatica Austriaca, Lieferung 2002. – Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium f. Land- u. Forstwirtschaft, Umwelt u. Wasserwirtschaft, Wien.
- JANECEK, B., O. MOOG & J. WARINGER (2002): Odonata. Teil III, 14 S., in MOOG, O. (ed.) (2002): Fauna Aquatica Austriaca, Lieferung 2002. – Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium f. Land- u. Forstwirtschaft, Umwelt u. Wasserwirtschaft, Wien.
- JANECEK, B., O. MOOG, C. MORITZ & R. SAXL (2002): Diptera: Chironomidae: Orthocladiinae. Teil III, 33 S., in MOOG, O. (ed.) (2002): Fauna Aquatica Austriaca, Lieferung 2002. – Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium f. Land- u. Forstwirtschaft, Umwelt u. Wasserwirtschaft, Wien.
- KATHMAN, R. D. & R. O. BRINKHURST (1998): Guide to the freshwater Oligochaetes of North America. – Aquat. Res. Center, College Grove, Tennessee, 264 pp.
- KIMMINS, D. E. (1972) : A revised key to the adults of the british species of Ephemeroptera with notes on their acology. – Freshwater Biological Association, Ambleside, Scientific Publication No.15, 2. überarbeitete Aufl., 75 S.
- KINNE, O. (1954): Über das Schwärmen und die Larvalentwicklung von *Nereis succinea* LEUCK (Polychaeta). – Zool. Anz. 153, 114-126.
- KLAUSNITZER, B. (1996): Käfer im und am Wasser. – 2. überarb. Aufl., Westarp Wissenschaft, Magdeburg, Die neue Brehm-Bücherei 567, 200 S.
- KLINK, A. (1980): Het Genus *Micropsectra* Kieffer (Diptera, Chironomidae) een taxonomische - en oekologische studie. – Marjolijn, 58 S.
- KLINK, A., H. K. M. MOLLER PILLOT & H. J. VALLENDUUK (2002): Determinatiesleutel voor de larven van de in Nederland voorkomende soorten *Polypedilum*. – Stowa, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer 06, Utrecht, 18 S.
- KNÖLLER, F. H. (1935): Ökologische und systematische Untersuchungen über litorale und marine Oligochäten der Kieler Bucht. – Zool. Jb. Syst. 66, 425-512.

- KOCH, K. (1992): Die Käfer Mitteleuropas. Ökologie: Cerambycidae - Curculionidae. – Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Bd. E3, 389 S.
- KOCH, K. (1989): Die Käfer Mitteleuropas. Ökologie: Carabidae - Micropeplidae. – Goecke & Evers, Krefeld, Bd. E2, 382 S.
- KOCH, K. (1989a): Die Käfer Mitteleuropas. Ökologie: Pselaphidae - Lucanidae. – Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Bd. E1, 440 S.
- KOCH, K. (1993): Die Käfer Mitteleuropas. Ökologie: Artenassoziation in Makrohabitaten (Aquatischer und semiaquatischer Bereich). – Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Bd. E4, 384 S.
- KÖHN, J. & F. GOSSELCK (1989): Bestimmungsschlüssel der Malakostraken der Ostsee. – Mitt. zool. Mus. Berlin 65, 3-114.
- KREBS, B. P. M. & H. K. M. MOLLER PILLOT (o. J.): Influence of some environmental factors on the abundance of Chironomidae in a predominantly brackish water area, part I: Species associations and environmental factors. – Unveröff., Netherlands Institute of Ecology, Centre for Estuarine and Coastal Ecology, Yerseke, Netherlands.
- KREBS, B. P. M. & H. K. M. MOLLER PILLOT (o. J.): Influence of some environmental factors on the abundance of Chironomidae in a predominantly brackish water area, part II: Description of main species ecology. – Unveröff., Netherlands Institute of Ecology, Centre for Estuarine and Coastal Ecology, Yerseke, Netherlands.
- KRIEG, H.-J. (1996): Investigation on the occurrence and distribution of benthic fauna along a transect in the transition zone between fresh and brackish water on both sides of Lühesand at km 648,5 in the Lower Elbe. – Arch. Hydrobiol./Suppl. 110 (2/3), Unters. Elbe-Ästuar 7, 283-309.
- KROON, H. de, H. de JONG & J. T. A. VERHOEVEN (1985) : The macrofauna distribution in brackish waters in relation to chlorinity and other factors. – Hydrobiologia 127, 265-275.
- LANG, C. & O. REYMOND (1995): Contrasting responses of oligochaete communities to the abatement of eutrophication in Lake Geneva. – Hydrobiologia 308 (1), 77-82.
- LASSERRE, P. (1967): Oligochètes marine des côtes de France. II.: Systématique et ecologie. – Cah. Biol. Mar. 8, 273-293.
- LEHMANN, A. & J. H. NÜß (1998): Libellen: Bestimmung, Verbreitung, Lebensräume und Gefährdung aller Arten Nord- und Mitteleuropas sowie Frankreichs unter besonderer Berücksichtigung Deutschlands und der Schweiz. – DJN, Hamburg, 5. Auflage, 131 S.
- LEHMANN, J. (1971): Die Chironomiden der Fulda. – Arch. Hydrobiol./Suppl. 37, 466-555.
- LELING, A. (1986): Untersuchungen zur Häufigkeit und Verteilung des Makrozoobenthos in der Unterelbe. – Dipl. Arb. FB Biol. d. Univ. Hamburg, 117 S.
- LINCOLN, R. J. (1979): British marine amphipoda: Gammaridea. - British Mus. (Nat. History), London, 658 pp.
- LINGDELL, P. E. & K. MÜLLER (1979): Eintagsfliegen (Ephemeroptera) im Küstengebiet des Bottnischen Meerbusens. – Entomolog. Zeitschr. 89, 41-47.
- MACAN, T. T. (1970): A key to the nymphs of british species of Ephemeroptera with notes on their ecology.- Freshwater Biological Association, Ambleside, Scientific Publication No. 20, 2. überarbeitete Aufl., 68 S.
- 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.
- MICHAELIS, H., H. FOCK, M. GROTHJAHN & D. POST (1992): The status of the intertidal zoobenthic brackish-water species in estuaries of the German Bight. – Neth. J. Sea Res. 30, 201-207.
- MICHAELSEN, W. (1916): Ein eigentümlicher neuer Enchyträidae der Gattung Propappus aus der Niederelbe. – Verh. Naturw. Ver. Hamburg 23, 51-55.
- MICHAELSEN, W. (1940): Oligochaeta. – In: GRIMPE, G. & E. WAGLER (Hrsg.): Die Tierwelt der Nord- und Ostsee. Bd. VI, 1 – 106.
- MILBRINK, G. & T. TIMM (2001): Distribution and dispersal capacity of the Ponto-Caspian tubificid oligochaete *Potamothrix moldaviensis* VEJDOVSKY et MRAZEK 1903 in the Baltic Sea region. – Hydrobiologia 463 (1-3), 93-102.
- MILBRINK, G. (1973): Communities of Oligochaeta as indicators of water quality in Lake Hjälmaren. – Zoon 1, 77-88.
- MOLLER PILLOT, H. K. M. & R. F. M. BUSKENS (1990): De Larven der Nederlandse Chironomidae (Diptera). – Deel 1C: Autoökologie en verspreiding, Nederlandse Faunistische Mededelingen 1C, Leiden. 85 S.
- MOLLER PILLOT, H. K. M. & S. M. WIERSMA (1997): De larven van het geslacht *Einfeldia* Kieffer, 1924 nomenclatuur en tabel tot de soorten (Diptera: Chironomidae). – Nederlandse Faunistische Mededelingen, Leiden, 11-14.
- MOLLER PILLOT, H. K. M. (1984): De Larven der Nederlandse Chironomidae (Diptera) - Orthoclaadiinae sensu lato. – Nederlandse Faunistische Mededelingen 1B, Leiden. 176 S.
- MOLLER PILLOT, H. K. M. (1984a): De Larven der Nederlandse Chironomidae (Diptera) - Inleiding, Tanypodinae & Chironomini. – Nederlandse Faunistische Mededelingen 1A, Leiden. 277 S.

- MOLLER PILLOT, H. K. M., H. J. VALLENDUUK. & A. BIJ DE VAATE (2000): Bijdrage tot de kennis de Nederlandse Chironomidae (Vedermuggen): de larven van het genus Glyptotendipes in West-Europa. – RIZA rapport, 97.052, Lelystad, 58 S.
- MOOG, O. (1995): Fauna Aquatica Austriaca – Katalog zur ökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs. – Wasser-wirt.kataster BLFW, Wien, Lfg. 05/95.
- MOVAGHAR, C.-A. (1964): Verbreitung und Ökologie der Amphipoden im Elbe-Aestuar. – Arch. Hydrobiol./Suppl. 29, Elbe-Aestuar II (1/2), 97-179.
- MÜLLER, D. & A. FAUBEL (1993): The „Turbellaria“ of the River Elbe Estuary. A faunistic analysis of oligohaline and limnic aereas. – Arch. Hydrobiol./75, Elbe-Aestuar (3/4), 363-396.
- MUUS, B. J. (1967) : The fauna of Danish estuaries and lagoons: distribution and ecology of dominating species in the shallow of the mesohaline zone. – Medd. Komm. Danm. Fisk. og Havunders n. s. 5, 316 pp.
- NESEMANN, H. & E. NEUBERT (1999): Annelida, Clitellata: Branchiobdellida, Acanthobdellea, Hirudinea. – In: SCHWOERBEL, J. & P. ZWICK: Süßwasserfauna von Mitteleuropa. – Gustav Fischer Verl., Stuttgart, Bd. 6/2, 178 S.
- NESEMANN, H. & M. MOOG (1995): Hirudinea. - Teil III, 8 S., in MOOG, O. (Ed.) (1995): Fauna Aquatica Austriaca, Lieferung Mai/95. – Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium f. Land- u. Forstwirtschaft, Wien.
- NESEMANN, H. & P. REICHSCHÜTZ (1995): Gastropoda. - Teil III, 18 S., in MOOG, O. (Ed.) (1995): Fauna Aquatica Austriaca, Lieferung Mai/95. – Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium f. Land- u. Forstwirtschaft, Wien.
- NESEMANN, H. & P. REICHSCHÜTZ (2002): Bivalvia. - Teil III, 9 S., in MOOG, O. (Ed.) (2002): Fauna Aquatica Austriaca, Lieferung 2002. – Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium f. Land- u. Forstwirtschaft, Umwelt u. Wasserwirtschaft, Wien.
- NESEMANN, H., M. MOOG & M. PÖCKL (1995): Amphipoda, Isopoda, Decapoda. - Teil III, 7 S., in MOOG, O. (Ed.) (1995): Fauna Aquatica Austriaca, Lieferung Mai/95. – Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium f. Land- u. Forstwirtschaft, Wien.
- NIELSEN, C. O. & B. CHRISTENSEN (1959): The Enchytraeidae, critical revision and taxonomy of European species. – Nat. Jutlandica 8/9, 160 S.
- NIJBOER, R., N. JAARSMA, P. VERDONSCHOT, D. VAN DER MOLEN, N. GEILEN & J. BACKX (2000): Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren deel 3, Wateren in het rivierengebied. – Rapport AS-03 EC-LNV, Alterra.
- NILSON, A. N. & M. HOLMEN (1995): The aquatic Adephaga (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. II. Dytiscidae. – Fauna Entomologica Scandinavia, 32, 192 S.
- ORTEGA, J., STEEGE, V. & H. KAUSCH (1994): Hydrobiologische Untersuchungen im Hamburger Hafen. Vorschläge für Maßnahmen zur Verbesserung der gewässerökologischen Situation im Hafen. Band 1-3. Unveröff. Gutachten i. A. FHH Umweltbehörde Hamburg, Amt f. Umweltschutz UB/W. - Inst. f. Hydrobiol. u. Fisch.wiss. d. Univ. Hamburg.
- PETERMEIER, A., SCHÖLL, F. & T. TITTIZER (1994): Historische Entwicklung der aquatischen Lebensgemeinschaft (Zoobenthos und Fische) im deutschen Abschnitt der Elbe. Gutachten i. A. des BM f. Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. - BfG Koblenz, 173 S.
- PETTO, H. & U. H. HUMPESCH (1992): Time series analysis of development cycles of oligochaetes in relation to environmental factors in the river Danube. – Arch. Hydrobiol. 124, 53-67.
- PETTO, H. (1991): Bedeutung der Entwicklungszyklen von Zeigerorganismen für die biologische Beurteilung der Wassergüte am Beispiel von Oligochaeten der Donau (Strom-km 2005). – Wasser u. Abwasser 35,77-91.
- PETTO, H. (1991): Bedeutung der Entwicklungszyklen von Zeigerorganismen für die biologische Beurteilung der Wassergüte am Beispiel von Oligochaeten der Donau (Strom-km 2005). – Wasser u. Abwasser 35,77-91.
- PFANNKUCHE, O. (1977): Ökologische und systematische Untersuchungen an naidomorphen Oligochaeten brackiger und limnischer Biotope. – Diss. FB Biologie Univ. Hamburg, 138 S.
- PFANNKUCHE, O. (1981): Distribution, abundance and life cycles of aquatic oligochaetes (Annelida) in a freshwater tidal flat of the Elbe estuary. – Arch. Hydrobiol./Suppl. 43 (4), 505-524.
- PFANNKUCHE, O., JELINEK, H. & E. HARTWIG (1975): Zur Fauna eines Süßwasserwattes im Elbe-Aestuar. - Arch. Hydrobiol. 76, 475-498.
- PITSCH, T. (1993): Zur Larvaltaxonomie, Faunistik und Ökologie mitteleuropäischer Fließgewässer-Köcherfliegen (Insecta: Trichoptera). – Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsentwicklung Sonderheft S 8, Technische Universität Berlin, Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, 330 S.
- POSEWANG-KONSTANTIN, G., SCHÖL, A. & H. KAUSCH (1992): Hydrobiologische Untersuchung des Mühlenberger Lochs. – Unveröff. Gutachten i. A. Amt Strom- und Hafengebäude, Hamburg. - Inst. f. Hydrobiol. u. Fisch.wiss. d. Univ. Hamburg: 116 S.
- RASMUSSEN, E. (1956): Faunistic and biological notes on marine invertebrates. – Biol. Medd. 23 (1), 84 pp.
- REISE, K. (1985): Tidal flat ecology. An experimental approach to species. – Springer Verl., Berlin, 191 S
- REISS, F. & E. J. FITTKAU (1972): Taxonomie und Ökologie europäisch verbreiteter Tanytarsus-Arten (Chironomidae, Diptera). – Arch. Hydrobiol./ Suppl. 40, 75-200.

- REISS, F. (1968): Ökologische und systematische Untersuchungen an Chironomiden (Diptera) des Bodensees, Teil I. – Arch. Hydrobiol. 64(2), 176-246.
- REISS, F. (1968): Ökologische und systematische Untersuchungen an Chironomiden (Diptera) des Bodensees, Teil II und Schluß. – Arch. Hydrobiol. 64(3), 247-323.
- REMANE, A. & C. SCHLIEPER (1958): Die Biologie des Brackwassers. – Die Binnengewässer, Bd. XXII, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 348 S.
- REMANE, A. (1969): Wie erkennt man eine genuine Brackwasserart? – Limnologica 7 (1), 9-21.
- REMMERT, H. (1955): Ökologische Untersuchungen über die Dipteren der Nord- und Ostsee. – Arch. Hydrobiol. 51(1), 1-53.
- RICHOUX P. (1994): Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: aquatic Coleoptera in the Upper Rhône river and its floodplain. – Freshwater Biology 31, 377-395.
- RIEMANN, F. (1966): Die interstitielle Fauna im Elbe-Aestuar. Verbreitung und Systematik. – Arch. Hydrobiol. Suppl. 31 (Elbe-Aestuar 3), 1-279.
- RINGE, F. (1975): Chironomiden-Emergenz 1970 in Breitenbach und Rohrwiesenbach. Schlitzer Produktionsbiologische Studien (10). – Arch. Hydrobiol./Suppl. 45, 212-304.
- RUDOLPH, K. (2001): Die Flohkrebbsfauna (Crustacea, Amphipoda) der Länder Brandenburgs und Berlins. – Nat.schutz u. Landschaftspflege 10 (4), 166-172.
- SAUTER, G. (1995): Bestimmungsschlüssel für die in Deutschland verbreiteten Arten der Familie Tubificidae mit besonderer Berücksichtigung von nicht geschlechtsreifen Tieren. – Lauterbornia 23, 52 S.
- SAVAGE, A. A. (1989): Adults of the British aquatic Hemiptera Heteroptera: A key with ecological notes. – Freshwater Biological Association, Ambleside, Scientific Publications No. 50, 173 S.
- SHELLENBERG, A. (1942): Flohkrebse oder Amphipoda. – In: DAHL, F. (Begr.): Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile. Gustav Fischer Verl., Jena, 1-252.
- SCHMEDITJE, U. & M. COLLING (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. – Info-Berichte Bayer. Landesamt f. Wasserwirt. München, H. 4/96, 543 S.
- SCHMELZ, R. M. (2004): Bestimmungsschlüssel für die bislang im Nord- und Ostseebereich nachgewiesenen Meeres- und Brackwasseroligochaeten (incl. Aphanoneura) nach Borstenmerkmalen und anderen cuticularisierten Strukturen. Mit autökologischen Anmerkungen. – Schmelz, La Coruna, 42 S.
- SCHMID, P. E. (1993): A key to the larval Chironomidae and their instars from Austrian danube region streams and rivers with particular reference to a numerical taxonomic approach – Part I: Diamesinae, Prodiamesinae and Orthocladiinae.- Wasser und Abwasser, Suppl. 3, 514 S.
- SCHÖLL, F. & J. FUKSA (2000): Das Makrozoobenthos der Elbe vom Riesengebirge bis Cuxhaven. – BfG Koblenz: 28 S.
- SCHÖLL, F., A. HAYBACH & B. KÖNIG (2004): Biologische Merkmale von Flusswirbellosen als Basis einer überregionalen Bewertung ökologischer Funktionsfähigkeit. – BfG-Bericht 1401, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, 41 S.
- SCHÖNBORN, C., ARNDT, E. A. & F. GOSELCK (1993): Bestimmungsschlüssel der benthischen Hydrozoen der Ostsee. - Mitt. Zool. Mus. Berlin 69: 201-253.
- SCHUCHARDT, B. & J. SCHOLLE (1997): Faunistische Erhebungen (Makrozoobenthos) und Bewertungen in den Bereichen Wischhafener Fahrwasser und Hahnöfer Nebenelbe/Mühlenberger Loch (Untere Elbe). Unveröff. Gutachten i. A. d. BfG Koblenz. - Bioconsult Bremen, 71 S.
- SCHUCHARDT, B., J. SCHOLLE & H.-J. KRIEG (2004): Monitoring des Zoobenthos im Einbringungsbereich von Hamburger Baggergut bei Neßsand in der Untere Elbe. Abschlussbericht der Untersuchungen 2000-2002. Bd. I & II. Unveröff. Gutachten i. A. FHH Wirtschaftsbehörde, Amt Strom- und Hafenausbau, Hamburg. – Bioconsult Bremen und HUuG Tangstedt.
- SCHÜTZ, L. (1965): Über Verbreitung, Ökologie und Biologie des Brackwasserpolychaeten *Manayunkia aestuarina* (BOURNE), insbesondere an den Küsten Schleswig-Holsteins. – Faunist. Mitt. Norddeutschl. 2 (9), 226-234.
- SCHWAB, H. (1995): Süßwassertiere. Ein ökologisches Bestimmungsbuch. – Ernst Klett Schulbuchverlag, Stuttgart, 320 S.
- SCHWANK, P. (1981): Turbellarien, Oligochaeten und Archianneliden des Breitenbachs und anderer oberhessischer Mittelgebirgsbäche. II. Die Systematik und Autökologie der einzelnen Arten. – Arch. Hydrobiol./Suppl. 62 (1), 86-147.
- SEDLAK, E. (1985): Bestimmungsschlüssel für mitteleuropäische Köcherfliegenlarven (Insecta, Trichoptera). – Wasser Abwasser 29, 146 S.
- SEGERSTRÅLE, S. G. (1960): Investigations of Baltic populations of the bivalve *Macoma baltica* (L.). – Comm. Biol. Soc. Sci. Fenn. 23 (2), 1-72.
- SEYS, J., M. VINCX & P. MEIRE (1999): Spatial distribution of oligochaetes (Clitellata) in the tidal freshwater and brackish parts of the Schelde estuary. – Hydrobiologia 406, 119-132.

- SPEIDEL, W. (2002): Insecta: Lepidoptera. – In: J. SCHWOERBEL & P. ZWICK. (Hrsg.), Süßwasserfauna von Mitteleuropa 15-17, Spektrum Akademischer Verlag, Berlin, 87-148.
- SPERBER, C. (1950): A guide for the determination of european Naididae. – Zool. Bidrag. Upsala 29, 45-81.
- STEPHENSON, K. (1927) : Amphipoda. – In : GRIMPE, G. & E. WAGLER (Hrsg.) : Die Tierwelt der Nord- und Ostsee. – Leipzig X.I., 1-188.
- STRESEMANN, E. (1983) : Exkursionsfauna. Wirbellose 1. – Volk u. Wissen, Berlin, 494 S.
- TACHET, H., P. RICHOUX, M. BOURNAUD & P. USSEGLIO-POLATERA (2002): Invertébré d eau douce, systématique, biologie, écologie. – CNRS Editions, Paris, 587 S.
- TACHET, H., P. USSEGLIO-POLATERA & C. ROUX (1994): Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: Trichoptera in the Upper Rhône river and its floodplain. – Freshwater Biology 31, 397-415.
- THIENEMANN, A. (1954): Chironomus. Leben, Verbreitung und wirtschaftliche Bedeutung der Chironomiden. – Die Binnengewässer Bd. XX, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 834 S.
- TIMM, T. (1999): A Guide to the Estonian Annelida. Naturalist's Handbooks 1. – Estonian Acad. Publ. Tartu-Tallinn, 208 pp.
- USSEGLIO-POLATERA, P. & H. TACHET (1994): Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: Pecopectera and Ephemeroptera in the Upper Rhône river and its floodplain. – Freshwater Biology 31, 357-375.
- USSEGLIO-POLATERA, P. (1994): Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: aquatic insects in the Upper Rhône river and its floodplain. – Freshwater Biology 31, 417-437.
- UVU-MATERIALBAND I (1997): UVU zur Anpassung der Fahrrinne der Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt. Fachbeiträge Hydromechanik, Bd. 1-3. Unveröff. Gutachten i. A. der WSV Kiel, WSA Hamburg und FHH Wirtschaftsbehörde, Amt Strom- und Hafenanbau, Hamburg. – Bundesanstalt f. Wasserbau-Außenstelle Küste, Hamburg.
- UVU-MATERIALBAND III (1997): UVU zur Anpassung der Fahrrinne der Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt. Böden und Sedimente. Unveröff. Gutachten i. A. der WSV Kiel, WSA Hamburg, Amt Strom- und Hafenanbau, Hamburg und Planungsgruppe Ökologie und Umwelt Nord, Hamburg. – Inst. f. Bodenkunde d. Univ. Hamburg, 352 S.
- UVU-MATERIALBAND VII (1997): UVU zur Anpassung der Fahrrinne der Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt. Tiere und Pflanzen - aquatische Lebensgemeinschaften. Unveröff. Gutachten i. A. der WSV Kiel, WSA Hamburg, Amt Strom- und Hafenanbau, Hamburg und Planungsgruppe Ökologie und Umwelt Nord, Hamburg. – Inst. f. Hydrobiol. u. Fisch.wiss. d. Univ. Hamburg und H.-J. Krieg, HUuG Tangstedt, 567 S.
- VALLENDUUK, H. J., H. K. M. MOLLER PILLOT, J. A. VAN DER VELDE, S. M. WIERSMA & A. BIJ DE VAATE (1999): Bijdrage tot de kennis der Nederlandse Chironomidae (vedermuggen): de larven van het genus Chironomus. – RIZA Rapport, 97.053, Lelystad, 38 S.
- VONDEL VAN, B. J. & K. DETTNER (1997): Insecta: Coleoptera: Haliplidae, Noteridae, Hygrobiidae. – In: J. SCHWOERBEL & P. ZWICK: Süßwasserfauna Mitteleuropas Band 20 / 2, 3 u. 4, 147 S.
- WACHS, B. (1967): Die Oligochaetenfauna der Fließgewässer unter besonderer Berücksichtigung der Beziehungen zwischen der Tubificidenbesiedlung und dem Substrat. – Arch. Hydrobiol. 63, 310-386.
- WALLACE, I. D., B. WALLACE & G. N. PHILIPSON (1990): A key to the case-bearing caddis larvae of Britain and Ireland. – Freshwater Biological Association, Ambleside, Scientific Publication No. 51, 237 pp.
- WARINGER, J. & W. GRAF (1997): Atlas der österreichischen Köcherfliegenlarven unter Einschluss der angrenzenden Gebiete (mit Ergänzungen und Berichtigungen aus dem September 2000). – Facultas Universitätsverlag, Wien, 286 S.
- WERKGROEP ECOLOGISCH WATERBEHEER (Eds.) (1995): Levensgemeenschappen van brakke wateren. – Publ. WEW Groningen, WEW-05, 1-13.
- WIEGAND, M. & H. MATTHESS (1993): Oligochaeta des nördlichen Oberrheins. – Limnologica 23 (2), 145-151.
- WHITLATCH, R. B. & R. N. ZAJAC (1985): Biotic interactions among estuarine infaunal opportunistic species. Mar. Ecol. Prog. Ser. 21, 299-311
- WILCKE, D. E. (1967): Oligochaeta. – In: BROHMER, P., P. EHRMANN, G. ULMER & H. SCHIEMENZ (Hrsg.): Die Tierwelt Mitteleuropas. 1. Bd. (Lief. 7a). – Quelle & Meyer, Leipzig, 161 S.
- WILLMANN, R. (1989): Muscheln und Schnecken der Nord- und Ostsee. – Neumann-Neudamm, Melsungen, 310 S.
- WOLFF, W. J. (1973): The estuary as a habitat. An analysis of data on the soft-bottom Macrofauna of the estuarine area of the rivers Rhine, Meuse, and Scheldt. – Zool. Verhand., Leiden, 126, 1-242.
- WÖSS, E (1995): Bryozoa. - Teil III, 4 S., in MOOG, O. (Ed.) (1995): Fauna Aquatica Austriaca, Lieferung Mai/95. – Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium f. Land- u. Forstwirtschaft, Wien.
- ZAJAC, R. N. & R. B. WHITLATCH (1982): Responses of estuarine infauna to disturbance. I + II. Mar. Ecol. Prog. Ser. 10, 1-27.

- ZETTEL, H. (2002): Heteroptera. Teil III, 11 S., in MOOG, O. (Ed.) (2002): Fauna Aquatica Austriaca, Lieferung 2002. – Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium f. Land- u. Forstwirtschaft, Umwelt u. Wasserwirtschaft, Wien.
- ZETTLER, M. (1999): Erstnachweis von *Dikerogammarus villosus* (Sovinski, 1894) und Wiederfund von *Gammarus varsoviensis* Jazdzewski, 1975 in Mecklenburg-Vorpommern (Crustacea: Amphipoda). – Arch. Freunde Naturg. Mecklenb. 38, 231-233.
- ZETTLER, M. (1999): Rote Liste der gefährdeten Krebse der Binnengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. – Umweltministerium MV, Schwerin, 29 S.
- ZETTLER, M. L. (1996): Ökologische Untersuchungen am Neozoon *Marenzelleria viridis* (VERRILL, 1873) (Polychaeta: Spionidae) in einem Küstengewässer der südlichen Ostsee. – Inaug. Diss. d. Math.-Naturw. Fak. Univ. Rostock, 149 S.
- ZIMMER, C. (1927) : Mysidacea. – In : GRIMPE, G. & E. WAGLER (Hrsg.) : Die Tierwelt der Nord- und Ostsee. – Leipzig Xg3, 29-63.

Tangstedt, den 22. März 2005


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