

Vorschlag eines WRRL-konformen Bewertungsverfahrens für  
das Makrozoobenthos tideoffener Marschengewässer in den  
Einzugsgebieten von Ems, Weser und Elbe.



**Auftraggeber:**  
NLWKN  
Brake-Oldenburg

September 2009

---

Auftraggeber: **NLWKN**

**Brake**

---

Kurztitel: **Vorschlag eines WRRL-konformen Bewertungsverfahrens für das Makrozoobenthos (MZB) tideoffener Marschengewässer in Niedersachsen.**

---

Auftragnehmer: **BIOCONSULT**  
Schuchardt & Scholle GbR

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

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

Internet [www.bioconsult.de](http://www.bioconsult.de)  
eMail [info@bioconsult.de](mailto:info@bioconsult.de)

---

Bearbeiter: **Jörg Scholle**  
**Peter Rückert**

---

Datum: **September 2009**

# Inhalt

<b>Kurzzusammenfassung .....</b>	<b>11</b>
<b>1. Aufgabenstellung.....</b>	<b>13</b>
<b>2. Methodisches Vorgehen .....</b>	<b>14</b>
2.1 Arbeitsschritte.....	14
2.2 Untersuchungsgebiet.....	15
2.2.1 Definition - tideoffene Marschengewässer .....	15
2.2.2 Bezugsraum .....	16
2.3 Datengrundlage Benthos tideoffener Marschengewässer (MG) .....	18
2.3.1 Historische Daten .....	18
2.3.2 Rezente Daten .....	19
2.3.3 Methodik Datenauswertung .....	23
<b>3. Gewässerrahmenbedingungen.....</b>	<b>25</b>
3.1 Ästuare 25	
3.2 Charakteristik und Stressoren der tideoffenen Marschengewässer.....	28
3.2.1 Exkurs: Status tideoffene Marschengewässer im Einzugsgebiet der Ems (Quelle <i>H.W. Linders, Ecoplan</i> ) .....	30
<b>4. Übersicht Benthosbesiedlung des Gewässertyps 22.1/22.2 (tideoffenen Marschengewässer).....</b>	<b>36</b>
4.1 Gesamtdatensatz .....	36
4.2 AeTV-konforme Daten .....	38
4.3 BOG-konforme Daten .....	44
4.4 Fazit Datenanalysen .....	50
<b>5. Notwendigkeit einer Subtypisierung .....</b>	<b>51</b>
5.1 Ergebnisse.....	53
<b>6. Übersicht über benthosbasierte Bewertungsverfahren .....</b>	<b>59</b>
6.1 Hinweise zur Nutzung vorliegender Verfahren für die Bewertung tideoffener Marschengewässer .....	59
6.1.1 AeTV .....	62
6.2 Fachliche Vorabstimmung .....	69
<b>7. Bewertungsansatz .....</b>	<b>71</b>
7.1 Begriffsbestimmung - Sehr guter ökologischer Zustand nach WRRL .....	71
7.2 Referenzzeitraum .....	73
7.3 Referenzbedingungen_Steckbrief.....	74
7.3.1 Allgemeines .....	74
7.3.2 Hydromorphologie .....	74
7.3.3 Phytal.....	75
7.3.4 Makrozoobenthosbesiedlung.....	76
7.4 Konzeption des Bewertungsansatzes.....	79
7.4.1 Taxapool.....	80
7.4.2 Parameter ‚Taxonomische Vielfalt‘ .....	81
7.4.2.1 Berechnung TAV .....	82
7.4.3 Parameter Sensitivität/Toleranz und Abundanz.....	83

7.4.4	Gesamtbewertung .....	90
7.4.4.1	Festlegung des Bewertungsmaßstabs .....	92
7.4.4.2	EQR (Ecological Quality Ratio) .....	95
7.5	Zusammenfassende Übersicht – Bewertungsvorschlag TOM .....	99
7.6	Anforderungen an die Datenerhebung .....	101
7.6.1	Untersuchungsmethodik - Anpassung der Referenzwerte .....	104
7.6.2	Vorschlag Erfassungsmethodik .....	105
7.7	Bewertungsbeispiele .....	106
7.8	Trennschärfe .....	109
<b>8.</b>	<b>Datenhaltung .....</b>	<b>113</b>
<b>9.</b>	<b>Fazit .....</b>	<b>114</b>
	<b>Literatur .....</b>	<b>115</b>
	<b>Anhang 1_ Artenpool tideoffene Marschengewässer, zusammenfassende Übersicht und Detailbetrachtung inkl. Klassifizierung der Taxa nach Indikatorwert .....</b>	<b>121</b>
	<b>Anhang 2_ Test-Bewertungsergebnisse tideoffene Marschengewässer nach AeTV ....</b>	<b>137</b>
	<b>Anhang 3_ weitere Ergebnisse der multivariaten Analysen .....</b>	<b>139</b>
	<b>Anhang 4_ Referenzlisten Taxagruppen .....</b>	<b>143</b>
	<b>Anhang 5 – Zusammenhang Anzahl Probenahmen und Ergebnissen .....</b>	<b>145</b>

## Abbildungen und Tabellen

- Abb. 1:** Übersicht über die räumliche Lage der tideoffenen Marschengewässer in den Einzugsgebieten (EZG) von Ems, Weser und Elbe sowie im Zeitraum 1986 - 2007 beprobte Makrozoobenthos-Messstellen. TO-MG = Tideoffene Marschengewässer, BOG NLWKN = Messstellen der NLWKN Aurich, Brake, Stade, Verden. TO\_MG – Kiel et al./Hagge et al = Messstellen aus Marschengewässerprojekten in Niedersachsen und Schleswig-Holstein; Lanu 2003: weitere Daten aus Schleswig-Holstein. .... 17
- Abb. 2:** Probenahmemethodik und Probenaufbereitung nach AeTV (aus Krieg 2006). Darstellung einer ‚Probenahmeinheit‘. .... 20
- Abb. 3:** Morphologische Veränderung von 1805 bis heute der Unterweser im Abschnitt Vegesack im Bereich der Nebenflüsse Lesum und Ochtum (aus Scholle & Schuchardt 1996). .... 25
- Abb. 4:** Höhe des Tidehub in den tideoffenen Marschengewässern des Typ 22.1 und Typ 22.2 in Niedersachsen (Daten aus Schleswig-Holstein lagen noch nicht vor), differenziert in Tidehubklassen nach NLWKN (Aurich, Brake, Stade). Dunkelgrün 0 - 0,5 m; hellgrün 0,5 – 1 m; hellgelb 1 – 1,5 m; gelb 1,5 – 2 m; orange 2 – 2,5; rot 2,5 – 3 m; dunkelrot 3 – 3,5 m; lila >3,5 m. .... 29
- Abb. 5:** Naturräume im Leda-Jümme-Gebiet ..... 31
- Abb. 6:** Hochmoorflächen im Leda-Jümme-Gebiet ..... 32
- Abb. 7:** Verockerung am Burlage-Langholter Tief (04.04.2007), Foto: Linders, Ecoplan. .... 34
- Abb. 8:** Eindeichung des Emsästuars seit 800, eingerahmt EZG Leda-Jümme. Quelle: Linders, Ecoplan. .... 34
- Abb. 9:** Ordinationsdiagramm der Hauptkomponentenanalyse auf der Grundlage aller Bentosdaten aus tideoffenen Marschengewässern 1986 – 2007. Zusammenfassung PCA: Eigenvalues 1 & 2 Achse (Kumuliert) = 0.089, Erklärungswert Varianz der Taxa: 1 & 2 . Achse (kumuliert) = 28.1%. .... 37
- Abb. 10:** Ordinationsdiagramm (nur Messstellen) der Hauptkomponentenanalyse (PCA) auf der Grundlage von Bentosdaten aus tideoffenen Marschengewässern 2004 – 2007, ausschließlich AeTV-konforme Weichbodenproben ( $N_{\text{Datensätze}} = 38$  aus 26 Gewässern). Zusammenfassung PCA: Eigenvalues 1 & 2 Achse Eigenvalues 1 & 2 Achse = 0.162 bzw. 0.118, Erklärungswert Varianz der Taxa: 1 & 2 . Achse (kumuliert) = 28%. Rot: Messstellen im Ems-EZG; Grün, Kreis = Messstellen im Weser-EZG; Orange, hellgrün, Dreieck = Messstellen im Elbe-EZG (NDS bzw. SH) ..... 39
- Abb. 11:** Ordinationsdiagramm (nur Taxa) der Hauptkomponentenanalyse auf der Grundlage von Bentosdaten aus tideoffenen Marschengewässern 2004 – 2007, ausschließlich AeTV-konforme Weichbodenproben ( $N_{\text{Datensätze}} = 38$  aus 26 Gewässern). Zusammenfassung PCA: Eigenvalues 1 & 2 Achse Eigenvalues 1 & 2 Achse = 0.162 bzw. 0.118, Erklärungswert Varianz der Taxa: 1 & 2 . Achse (kumuliert) = 28%. .... 41
- Abb. 12:** Ordinationsdiagramm (Besiedlungsmuster ausgewählter Taxa) auf der Grundlage der Hauptkomponentenanalyse von Bentosdaten aus tideoffenen Marschengewässern 2004 – 2007, ausschließlich AeTV-konforme Weichbodenproben ( $N_{\text{Datensätze}} = 38$  aus 26 Gewässern). Zunehmende Kreisgröße = höhere Abundanz. Kreuz = kein Nachweis der Art. .... 43

- Abb. 13:** Ordinationsdiagramm (nur Messstellen) der Hauptkomponentenanalyse (PCA) auf der Grundlage von Bentosdaten aus tideoffenen Marschengewässern 2004 – 2007, ausschließlich BOG+-Daten ( $N_{\text{Datensätze}} = 85$  aus 29 Gewässern). Zusammenfassung PCA: Eigenvalues 1 & 2 Achse Eigenvalues 1 & 2 Achse = 0.171 bzw. 0.117, Erklärungswert Varianz der Taxa: 1 & 2 . Achse (kumuliert) = 29 %. Rot: Messstellen im Ems-EZG; Grün = Messstellen im Weser-EZG; Orange, Blau = Messtellen im Elbe-EZG (NDS bzw. SH) ..... 45
- Abb. 14:** Ordinationsdiagramm der Hauptkomponentenanalyse auf der Grundlage von Bentosdaten, dargestellt ausschließlich die marine, euryhaline Faunenkomponente. .... 46
- Abb. 15:** Ordinationsdiagramm der Hauptkomponentenanalyse auf der Grundlage von Bentosdaten (berechnet ohne Taxagruppen Oligochaeta und Diptera) aus tideoffenen Marschengewässern 2004 – 2007, ausschließlich BOG+-konforme Daten (85 aus 29 Gewässern). Zusammenfassung PCA: Eigenvalues 1 & 2 Achse Eigenvalues 1 & 2 Achse = 0.190 bzw. 0.125, Erklärungswert Varianz der Taxa: 1 & 2 . Achse (kumuliert) = 32%. Orange Pfeile: tolerante bzw. strömungsindifferente Taxa; blaue & türkise Pfeile: sensitive bzw. strömungsliebende Taxa; EPT = Ephemeroptera, Trichoptera, Plecoptera. Rot, rotbraun: Messstellen im Ems-EZG; Grün = Messstellen im Weser-EZG; blaugrün, grau = Messstellen im Elbe-EZG (NDS bzw. SH) ..... 47
- Abb. 16:** Ordinationsdiagramm (nur Messstellen) der Hauptkomponentenanalyse auf der Grundlage von Bentosdaten (berechnet ohne Taxagruppen Oligochaeta und Diptera) aus tideoffenen Marschengewässern 2004 – 2007, ausschließlich BOG+-konforme Daten (85 aus 29 Gewässern). Zusammenfassung PCA: Eigenvalues 1 & 2 Achse Eigenvalues 1 & 2 Achse = 0.190 bzw. 0.125, Erklärungswert Varianz der Taxa: 1 & 2 . Achse (kumuliert) = 32%..... 48
- Abb. 17:** Naturräumliche Regionen in den EZG von Ems, Weser und Elbe in Niedersachsen. Quelle: NLWKN & SBUVE (2007), rot eingerahmt, Betrachtungsräume mit tideoffenen Marschengewässern. .... 52
- Abb. 18:** Übersicht über die tideoffene Marschengewässer(abschnitte) des Typs A (Aa = rot, Ab = orange), charakterisiert durch hohen Tidehub bzw. durch eine hohe strukturelle Ähnlichkeit mit dem assoziierten Ästuar. Klassifizierung des ökologischen Zustands analog zur jeweiligen Ästuarbewertung..... 56
- Abb. 19:** Eco-Wert-Verteilung innerhalb der derzeitigen offenen Benthos-Taxaliste für die Tideästuare (vgl. Krieg 2005, 2007) ..... 64
- Abb. 20:** Abhängigkeit des AeTI-Index von der Anzahl AeTI-indizierter Taxa. Datengrundlage verschiedene AeTV-konforme und nicht AeTV-konforme Daten ( $N = 78$ ). Datengrundlage und Bewertungsergebnisse s. Anhang 2..... 67
- Abb. 21:** Tideelbe bei Hamburg um 1789, aus Wassergütestelle Elbe 2007. .... 75
- Abb. 22:** Wattflächen und Röhrichtzonen an der Wümme (Foto H.-G. Kulp) und Barßeler Tief/Soeste nördlich Barßel (10.03.2005, Foto H. Linders) ..... 76
- Abb. 23:** Taxonomischer Aufbau einer Benthosgemeinschaft, stark schematisiert. Bewertungsebenen farbig hervorgehoben. GT = Großtaxagruppe; F = Familie; Ga = Gattung..... 82
- Abb. 24:** Zuordnung der Indikatorwerte 1- 5 nach Sensitivität und Toleranz und Verteilung der im ‚Artenpool‘ (alle Gruppen, inkl. mariner Taxa) vorhandenen Taxa auf die ECOWert-Klassen. .... 85

<b>Abb. 25:</b>	Häufigkeitsverteilung nach Indikatorwerten (1 – 5), differenziert nach Großtaxagruppen mit hohem Anteil von Taxa mit Ecowerten >3.....	86
<b>Abb. 26:</b>	Häufigkeitsverteilung nach Indikatorwerten (1 – 5), differenziert nach Großtaxagruppen mit höherem Anteil von Taxa mit Ecowerten <3.....	88
<b>Abb. 27:</b>	Priorisierung von Großtaxagruppen im Hinblick auf ihre Bewertungsrelevanz für tideoffene Marschgewässertypen. EPT = Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera. Aufwuchstaxa_mar = Hydrozoa, Bryozoa, Anthozoa.....	88
<b>Abb. 28:</b>	Zusammensetzung der Referenzartengemeinschaft differenziert nach Großtaxaebene ( $N_{ges} = 142$ Spezies). Bivalvia_GM = Großmuscheln.....	92
<b>Abb. 29:</b>	Schritte zur Festlegung der metricspezifischen Referenzwerte für tideoffenen Marschengewässer 22.1 & 22.2 (Kat B). Mar, eu = marine und euryhaline Taxa .....	94
<b>Abb. 30:</b>	Schematisierte Vorgehensweise zur Definition des ökologischen Potenzials: Abwärtsskalierung (vgl. Bioconsult 2006, Podraza 2008) .....	98
<b>Abb. 31:</b>	Prager Ansatz zur Feststellung des ökologischen Potenzials (aus Podraza 2008).....	98
<b>Abb. 32:</b>	Konzeption des benthosbasierten Bewertungsansatzes ‚TOM‘ für tideoffene limnische Marschengewässer, schematisiert. ....	100
<b>Abb. 33:</b>	Zusammenhang von Taxazahl und Beprobungshäufigkeit an den Messstellen Stör 2 (Breitenberg) und Stör 3 (Wittenbergen). Daten LANU 2003.....	101
<b>Abb. 34:</b>	Zeitliche Variabilität (qualitativ, quantitativ) von Februar – Dezember (2monatliche Untersuchungen) der Steinfliegen- (Oben), Eintagsfliegenvorkommen (Mitte) und Köcherfliegenvorkommen (unten, Ind./CpUE) an der Messstelle Stör- Wittenbergen (ST2). Daten LANU (2003), Tidehub <1 m. Zeiträume mit der höchsten Dichte der Taxa rot eingerahmt.....	102
<b>Abb. 35:</b>	Zusammenhang $EQR_{TOM}$ (vorläufig) und Anzahl der Beprobungen. Datengrundlage LANU 2003: Stör-Daten (Breitenberg, Wittenbergen), Beprobungen 2 monatlich von Februar bis Dezember. Ökologische Zustandsklassen: Orange = Grenze unbefriedigend/schlecht; gelb = Grenze unbefriedigend/mäßig; grün = Grenze mäßig/gut; blau = Grenze gut/sehr gut. ....	103
<b>Abb. 36:</b>	Zusammenhang Bewertungsergebnisse (TAV, $ECO_{EPTCOBG}$ ) und Anzahl saisonaler Probennahmen. Datenbasis: LANU 2003 (Stör). TAV 2 (oben) = Grundlage 2 Beprobungen....TAV 12 = Grundlage 12 Beprobungen. Score Eco 2 (unten) = Grundlage 2 Beprobungen.... Score Eco 12 = Grundlage 12 Beprobungen. ....	105
<b>Abb. 37:</b>	Histogramm der Bewertungsergebnisse nach TOM auf der Grundlage der verschiedenen Datensätze tideoffener Marschengewässer. 1 = Gewässerabschnitte mit ‚schlecht‘; 2 = unbefriedigend; 3 = moderat; 4 = gut. ....	107
<b>Abb. 38:</b>	MDS-Ordinationen auf der Grundlage der Stördaten (Arten-Abundanzdaten, Log-transformiert) von Hagge et al. 2003 (Unterlauf, ohne Greiferproben) und LANU 2003. Im unteren Bild sind auch Referenzdaten und vorläufige Bewertungsergebnisse Stationsgruppe hinzugefügt. ....	110
<b>Abb. 39:</b>	MDS-Ordinationen auf der Grundlage der Daten aus dem Leda-Jümme-System (Arten-Abundanzdaten, Log-transformiert). Datenquelle: BOG-Archiv NLWKN Aurich, Brake sowie Zuordnung vorläufiger Bewertungsergebnisse der Stationsgruppen. ML = Mittellauf, OL = Oberlauf, ML = Daten aus Mittellauf kumuliert (mehrere Stationen), UL = Unterlauf. Mdg. = Mündung .....	112



<b>Abb. 40:</b>	Ordinationsdiagramm der Hauptkomponentenanalyse auf der Grundlage aller Benthosdaten aus tideoffenen Marschengewässern 1986 – 2007. Nur Taxa vgl. Ordination Kap. 4.1.....	139
<b>Abb. 41:</b>	Ordinationsdiagramm (nur Taxa, ohne Oligochaeta, Diptera) der Hauptkomponentenanalyse auf der Grundlage von Benthosdaten aus tideoffenen Marschengewässern 2004 – 2007, ausschließlich AeTV-konforme Weichbodenproben. Zusammenfassung PCA: Eigenvalues 1 & 2 Achse (kumuliert) = 0.118, Erklärungswert Varianz der Taxa: 1 & 2 . Achse (kumuliert) = 28%. Grün marine bzw. euryhaline Taxa (Crustacea, Polychaeta), blau: limnische (Eintags-, Köcherfliegen, Schnecken, Muscheln, Crustacea, sonstige).....	140
<b>Abb. 42:</b>	Ordinationsdiagramm (nur Taxa mit einer Nachweishäufigkeit von >10% bei $N_{\text{Datensätze}} = 38$ aus 26 Gewässern) der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) auf der Grundlage von Benthosdaten aus tideoffenen Marschengewässern 2004 – 2007, ausschließlich AeTV-konforme Weichbodenproben vor dem Hintergrund der Tidehubklassen (1 – 7). Zusammenfassung CCA: Eigenvalues 1 & 2 Achse = 0.392 bzw. 0.191, Erklärungswert Taxa-Umwelt-Beziehung: 1 & 2 . Achse (kumuliert) = 67%. Monte Carlo Test $P < 0.002$ . Rot = Gewässer des Ems-EZG, Grün = Gewässer des Weser-EZG, Orange, gelb-grün = Gewässer des Elbe-EZG (NDS bzw. SH). .....	141
<b>Abb. 43:</b>	Ordinationsdiagramm (nur Taxa) der Hauptkomponentenanalyse (PCA) auf der Grundlage von Benthosdaten aus tideoffenen Marschengewässern 2004 – 2007, ausschließlich BOG+-Daten ( $N_{\text{Datensätze}} = 85$ aus 29 Gewässern). Zusammenfassung PCA: Eigenvalues 1 & 2 Achse Eigenvalues 1 & 2 Achse = 0.171 bzw. 0.117, Erklärungswert Varianz der Taxa: 1 & 2 . Achse (kumuliert) = 29 %. Rot: Diptera; orange: Oligochaeta; blau, grün: Eintags-, Köcher-, Steinfliegen, Wasserkäfer, Libellen; schwarz: Crustacea, Schnecken, Muscheln u.a.	142
<b>Abb. 44:</b>	Abhängigkeit der Bewertungsergebnisse von der Anzahl Datensätze. Berechnet mit einer vorläufigen Version des Bewertungsansatz TOM (aktuelle Anpassungen noch nicht erfolgt). $EQR_{\text{Tax V}}$ = Teilergebnis ,Taxonomische Vollständigkeit (TAV); $EQR_{\text{ECO}}$ = Teilergebnis ,Großtaxaspezifische Ergebnisse der Ecowert-Summen; Ges-EQR = Gesamtergebnis. N-ECO-Tax = Anzahl Eco-indizierter Spezies.....	145
<b>Tab. 1:</b>	Übersicht über die in Niedersachsen und Schleswig-Holstein beprobten tideoffenen Marschengewässer (Quellen: NLWKN BOG-Datenbank, LLUR – Schleswig-Holstein) .....	18
<b>Tab. 2:</b>	Beprobungsmethodik-Makrozoobenthos in tideoffenen Marschengewässern nach Kiel et al. (2004) und Hagge et al. (2004).....	21
<b>Tab. 3:</b>	Übersicht über die rezenten Datenquellen zum Makrozoobenthos der tideoffener Marschengewässer in den EZG der Ems, Weser und Elbe .....	22
<b>Tab. 4:</b>	Wesentliche Kenngrößen der inneren Ästuarie von Eider, Elbe, Weser und Ems. ....	26
<b>Tab. 5:</b>	Höhenschichtung des Leda-Jümme-Gebiets .....	30
<b>Tab. 6:</b>	Wasserbauliche Maßnahmen im Leda-Jümme-Gebiet .....	32
<b>Tab. 7:</b>	Zusammenhang Sedimenttyp und Vorkommen von ausgewählten Benthosarten. Spearman Rank Korrelation, Datenbasis AeTV-konforme Weichbodenproben ( $N_{\text{Datensätze}} = 38$ aus 26 Gewässern). Rot: signifikant negative Korrelation, blau: signifikant positive Korrelation. ....	42



<b>Tab. 8:</b>	Richtwerte für die Abundanz der einzelnen Benthostaxa (nach Din 38410 – Biologischer Index, aus Bohn et al. 2003) .....	44
<b>Tab. 9:</b>	Vorkategorisierung (Gruppe Aa) tideoffener Marschengewässer(abschnitte) des Typs 22.1/22.2. EZG = Einzugsgebiet; TH = Tidehub. TH-Klasse 1: <0,5 m, TH2: 0,5 –1 m; TH3: 1-1,5 m; TH4: 1,5-2 m; TH5: 2-2,5 m, TH6: 2,5-3 m, TH7: 3-3,5 m, TH8: 3,5-4 m. ZKL = Zustandsklasse nach WRRL; Pos. MS = Positionierung Messstellen; ÜG= Übergangsgewässer, Kat = Kategorie. ....	54
<b>Tab. 10:</b>	Vorkategorisierung (Gruppe Ab) tideoffener Marschengewässer(abschnitte) des Typs 22.1/22.2. EZG = Einzugsgebiet; TH = Tidehub. TH-Klasse 1: <0,5 m, TH2: 0,5 –1 m; TH3: 1-1,5 m; TH4: 1,5-2 m; TH5: 2-2,5 m, TH6: 2,5-3 m, TH7: 3-3,5 m, TH8: 3,5-4 m. ZKL = Zustandsklasse nach WRRL; Pos. MS = Positionierung Messstellen; ÜG= Übergangsgewässer, Kat = Kategorie. ....	55
<b>Tab. 11:</b>	Vorkategorisierung (Gruppe B_Ba, Bb) tideoffener Marschengewässer(abschnitte)(TOM) des Typs 22.1/22.1. EZG = Einzugsgebiet; TH = Tidehub. TH-Klasse 1: <0,5 m, TH2: 0,5 –1 m; TH3: 1-1,5 m; TH4: 1,5-2 m; TH5: 2-2,5 m, ZKL = Zustandsklasse nach WRRL; Pos. MS = Positionierung Messstellen; ÜG= Übergangsgewässer, STR = Stechrohre, GR = Greifer; Kat = Kategorie. ....	58
<b>Tab. 12:</b>	Übersicht über verschiedene benthosbasierte Bewertungsansätze für Fließ – und Küstengewässer .....	61
<b>Tab. 13:</b>	Übersicht über die in 2007 nach AeTV untersuchten tideoffenen Marschengewässer. EZG = Einzugsgebiet. MS = Messstellen. * Untersuchung im Rahmen des operativen WRRL-Monitoring (NLWKN Brake 2007).....	62
<b>Tab. 14:</b>	Zusammenfassende Übersicht der AeTV-konformen Benthosuntersuchungen in 12 tideoffenen Marschengewässern im Ems-, Weser- und Elbe-Einzugsgebiet (2007) .....	63
<b>Tab. 15:</b>	Klassengrenzen AeTI-Index bzw. zugeordneter EQR (Ecological Quality ratio) zu Bestimmung der ökologischen Zustandsklasse (nach Krieg 2007).....	65
<b>Tab. 16:</b>	Bewertungsergebnisse der nach AeTV-Methodik in 2007 beprobten tideoffenen Marschengewässer. ....	66
<b>Tab. 17:</b>	Allgemeine WRRL-Begriffsbestimmungen für den Zustand von Flüssen, Seen, Übergangsgewässern und Küstengewässern (nach REFCOND 2.3).....	71
<b>Tab. 18:</b>	WRRL-Begriffsbestimmungen für den Zustand von Fließgewässern im Hinblick auf die Qualitätskomponente Makrozoobenthos (nach REFCOND 2.3) .....	72
<b>Tab. 19:</b>	Molluskenfauna der Unterweser im Bereich der Vegesack. (Quellen: Borcharding 1883, Kohlmann 1878).....	77
<b>Tab. 20:</b>	Übersicht über Anzahl der Großgruppen und Taxa des ‚Taxapools‘ tideoffenen Marschengewässer‘ differenziert nach Großgruppen. LIM = Süßwassertaxa, MAR = marine bzw. euryhaline Taxa.....	80
<b>Tab. 21:</b>	Spezies der Großtaxa Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera deren Vorkommen den ‚sehr guten ökologischen Zustand‘ reflektieren. Rot hervorgehoben: nach Speth & Brinkmann (2003) typische Spezies für Marschengewässer, die zur Ableitung des sehr guten ökologischen Zustands für tideoffene Marschengewässer derzeit nicht berücksichtigt sind, da ein stetiges Vorkommen in TO-Marschengewässern derzeit unklar ist. Rheo = fließgewässertypisch; Fein = Feinsediment; Rithr = Rithral; Pot = Potamal.....	93

<b>Tab. 22:</b>	Klassengrenzen des EQR für die benthosbasierte Bewertung von tideoffenen Marschengewässern (Typ 22.1 & 22.2).....	96
<b>Tab. 23:</b>	Übersicht über die vorläufigen Bewertungsergebnisse nach TOM (Stand Juni 2009). Bewertet nach den vorläufigen Referenzwert für 2 Untersuchungen, bzw. bei >2 Beprobungen bewertet nach den vorläufigen Referenzwert für 4 Untersuchungen.....	108
<b>Tab. 24:</b>	Übersicht über die vorläufigen Bewertungsergebnisse nach TOM (Stand Juni 2009). Bewertet nach den vorläufigen Referenzwert für 2 Untersuchungen, bzw. bei >2 Beprobungen bewertet nach den vorläufigen Referenzwert für 4 Untersuchungen (Stand Juni 2009) .....	109
<b>Tab. 25:</b>	Ergebnisse der Simper-Analyse (Primer 5) für die Stationsgruppen Stör-Wittenberge und Stör-Breitenberg. Groups Wittenberge & Breitenberg, average dissimilarity = 62,80 .....	111
<b>Tab. 26:</b>	Ergebnisse der Simper-Analyse (Primer 5) für die Stationsgruppen Stör-Wittenbergen und Mittellauf (Hagge et al. 2003). Groups Mittel & Wittenbergen, average dissimilarity = 85,01.....	111
<b>Tab. 27:</b>	Spezies der Großtaxa Bivalvia & Gastropoda deren Vorkommen den ‚sehr guten ökologischen Zustand‘ reflektieren. Grün hervorgehoben: nach Speth & Brinkmann 2003 nicht für Marschengewässer aufgeführt, die zur Ableitung des sehr guten ökologischen Zustands für tideoffene Marschengewässer derzeit nicht berücksichtigt sind. Rheo = fließgewässertypisch; Fein = Feinsediment; Rithr = Rithral; Pot = Potamal. <b>*HINWEIS: Unio, Anodonta und Pisidium bei Speth &amp; Brink (2003) z.T. weiter taxonomisch differenziert.</b> .....	143
<b>Tab. 28:</b>	Spezies der Großtaxa Coleoptera & Odonata deren Vorkommen den ‚sehr guten ökologischen Zustand‘ reflektieren. Grün hervorgehoben: nach Speth & Brinkmann 2003 nicht für Marschengewässer aufgeführt, die zur Ableitung des sehr guten ökologischen Zustands für tideoffene Marschengewässer derzeit nicht berücksichtigt sind. Rheo = fließgewässertypisch; Fein = Feinsediment; Rithr = Rithral; Pot = Potamal. <b>*HINWEIS: Coleoptera (Gyrinus) bei Speth &amp; Brink (2003) z.T. weiter taxonomisch differenziert.</b> .....	143
<b>Tab. 29:</b>	Spezies der Großtaxa Diptera & Oligochaeta deren Vorkommen in tideoffenen Marschengewässer typisch ist, die aber zur Indizierung des guten Zustandes nicht zwingend vorhanden sein müssen. Grün hervorgehoben: nach Speth & Brinkmann 2003 nicht für Marschengewässer aufgeführt, die zur Ableitung des sehr guten ökologischen Zustands für tideoffene Marschengewässer derzeit nicht berücksichtigt sind. Rheo = fließgewässertypisch; Fein = Feinsediment; Rithr = Rithral; Pot = Potamal. ....	144
<b>Tab. 30:</b>	Taxazahl der benthischen Wirbellosen in der tideoffenen Aue an verschiedenen Messstellen. Beprobungen: Die Anzahl der Beprobungen bezieht sich auf die Probennahmen in verschiedenen Jahren (s. Datenbank). Aeti = Ergebnisse der in 2007 durchgeführten Aeti-konformen Untersuchungen. Daten Grundlage BOG-Archiv, Aeti-Daten. ....	146
<b>Tab. 31:</b>	Zusammenhang zwischen Artenzahl und Anzahl Messstellen (kumuliert) in der Aue (s. auch Tabelle oben).....	146

## Kurzzusammenfassung

Die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) erfordert eine ökologische Zustandsbewertung der Oberflächengewässer anhand biologischer Qualitätskomponenten. Eine dieser Komponenten ist die aquatische Wirbellosenfauna, das Makrozoobenthos. Während für die kleineren und größeren Fließgewässer sowie für die Ästuare (Tideelbe) benthosbasierte WRRL-konforme Bewertungsverfahren erarbeitet wurden, die gegenwärtig zur ökologischen Bewertung angewendet werden (Meier et al. 2006, Schöll et al. 2005, Krieg 2005), fehlt bislang ein Bewertungsansatz für ‚Gewässer der Marschen‘ (Typ 22.1) und ‚Flüsse der Marschen‘ (Typ 22.2). Zu dieser Gewässerkategorie zählt auch der jeweils zugehörige Sondertypus ‚tideoffenes Marschengewässer‘. Als tideoffen werden solche Gewässer bezeichnet, die den täglichen Tideschwankungen unterliegen. Das freie Einschwingen der Tide wird nur gelegentlich durch witterungsbedingtes Schließen der in den Mündungsbereichen befindlichen Sturmflutsperrwerke unterbrochen. Hier besteht eine Abgrenzung zu Gewässern, die z.B. durch Sielbauwerke nur unregelmäßig durch das Tidegeschehen beeinflusst werden (vgl. Kiel et al. 2004). Tideoffene Marschengewässer der Typen 22.1 und 22.2 sind heute auf die Einzugsgebiete der norddeutschen Ästuare (Ems, Weser, Elbe) beschränkt. Der größte Teil der insgesamt etwa 540 km umfassenden Fließstrecke tideoffener Marschengewässer ist ausschließlich süßwassergeprägt. Nur wenige Gewässer bzw. Gewässerabschnitte, die im Oligo- bzw. Mesohalinikum von Weser und Elbe münden, wie z.B. die Geeste bei Bremerhaven, weisen höhere Salzgehalte auf; diese bilden damit einen eigenen Subtyp.

Aufgrund der spezifischen abiotischen Rahmenbedingungen der tideoffenen Marschengewässer war es nicht ohne weiteres möglich, die Bewertungsverfahren für Fließgewässer oder Ästuare unverändert zu übernehmen. Daher wurde eine Neukonzeption in Anlehnung an die bestehenden Ansätze als sinnvoll erachtet. Vor diesem Hintergrund ist ein multimetrisches Verfahren konzipiert worden, das die nach WRRL erforderlichen Aspekte ‚Artenvielfalt‘, ‚Abundanz‘, ‚Sensitivität und Toleranz‘ (gegenüber Habitatveränderungen) umfasst und nach einer 5-stufigen Skala bewertet. Grundlage ist die Zusammenstellung weniger historischer und überwiegend rezenter Daten aus denen die potenzielle Benthosbesiedlung („Taxapool“) der tideoffenen Marschengewässer abgeleitet wurde.

Die Messgröße ‚Artenvielfalt‘ wird über die Anzahl von Großtaxagruppen, Anzahl Familien sowie Anzahl Taxa („Taxonomische Vollständigkeit“) abgebildet und bewertet. Die Berücksichtigung der Parameter ‚Abundanz‘ und ‚Sensitivität/Toleranz‘ erfolgt über artspezifische Indikatorwerte (vgl. auch Holm 1989, Schöll et al. 2005, Krieg 2005), die durch Abundanzklassen gewichtet sind. Bewertungsrelevant ist die Summe der Indikatorwerte (vgl. Holm 1989), differenziert nach Großtaxagruppen. Diese sind für die Bewertung unterschiedlich bedeutsam. Gruppen mit hohem Anteil sensibler Taxa („EPT“-Fauna, Coleoptera, Odonata, Bivalvia, Gastropoda) sind - bei definierten Ausnahmen - für die Bewertung prioritär. Der Bewertungsprozess erfolgt über die Ermittlung der Abweichung des Beobachtungswertes (Probe) vom Erwartungswert (Maßstab). Letzterer basiert auf den Kennwerten einer unter fachlichen Gesichtspunkten hergeleiteten typspezifischen Referenzgemeinschaft.

Im Rahmen der Bearbeitung erfolgte auf der Grundlage von Gemeinschaftsanalysen eine Differenzierung der tideoffenen Marschengewässer nach möglichen ‚Subtypen‘. Dabei wurden 2 Kategorien (A, B) von einander unterschieden. Die Kategorie A ist durch höhere Salinität und/oder sehr hohen Tidehub gekennzeichnet. Die entsprechenden Gewässerabschnitte ähneln damit stark den Ästuaren in die sie münden. Die Kategorie B umfasst ausschließlich limnische Gewässer mit einem mäßigen bis geringem

Tidehub. Weitere Unterscheidungen z.B. im Hinblick auf den Aspekt Einzugsgebiet konnte auf der Datengrundlage nicht belastbar abgeleitet werden.

Der hier erarbeitete Bewertungsansatz bezieht sich auf die Gewässer der Kategorie B. Diese subsumiert die tideoffenen Marschengewässer der Typen 22.1. und 22.2. Eine Anwendung wäre generell auch für die differenzierte ‚Kategorie-A‘ (salzgeprägt und/oder durch sehr hoher Tidehub) denkbar, allerdings sind hierfür spezifische Referenzbedingungen herzuleiten, was auf der vorliegenden Datenbasis nur sehr eingeschränkt möglich ist. Aufgrund der vergleichsweise hohen strukturellen Ähnlichkeit dieser Gruppe mit den korrespondierenden Ästuarabschnitten, schlagen wir vor, die bereits vorliegenden Ästuar-Bewertungen auf die entsprechenden Abschnitte der tideoffenen Marschengewässer-, Subtyp A‘ zu übertragen.

Der methodische Ansatz erfordert eine möglichst vollständige Erfassung des Artenspektrums an einer Messstelle. Um der saisonalen Variabilität Rechnung zu tragen sind wenigstens zwei Beprobungen (Frühjahr, Spätsommer/Herbst) erforderlich.

Eine Testphase durch koordinierte Datenerhebungen ist erforderlich, um das Verfahren zu überprüfen und zu plausibilisieren.

## 1. Aufgabenstellung

Die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) erfordert eine Bewertung der Oberflächengewässer auf ökologischer Grundlage (EUROPÄISCHE UNION 2001). Dazu sollen leitbildorientierte Bewertungsverfahren entwickelt werden, die den ökologischen Zustand eines Gewässers und die bedeutenden Einflussfaktoren widerspiegeln (Nehring & Leuchs 2001). Die Vorgaben der WRRL wurden in verschiedenen Gremien diskutiert (WORKING GROUP 2.4 – COAST 2003; WORKING GROUP 2A – ECOLOGICAL STATUS (E-COSTAT) 2003) und daraus Leitlinien zur Durchführung erarbeitet.

Ein Arbeitsschritt zur Umsetzung der WRRL ist die Bewertung des Status quo der Gewässerqualität anhand verschiedener Indikatoren. Einer dieser Indikatoren ist die bodenlebende Wirbellosenfauna, das Makrozoobenthos (MZB). Während für die kleineren und größeren Fließgewässer sowie für die Ästuare (Tideelbe) benthosbasierte WRRL-konforme Bewertungsverfahren erarbeitet wurden, die gegenwärtig zur ökologischen Bewertung angewendet werden (Meier et al. 2006, Schöll et al. 2005, Krieg 2005), fehlt bislang ein Bewertungsansatz für ‚Gewässer der Marschen‘ (Typ 22.1) und ‚Flüsse der Marschen‘ (Typ 22.2). Zu dieser Gewässerkategorie zählt auch der jeweils zugehörige Sondertypus ‚tideoffenes Marschengewässer‘.

Unter dem Begriff tideoffene Marschengewässer subsumieren sich ganz verschiedene Gewässer, die aufgrund ihrer eigenen Benthosgemeinschaften als ein Sondertyp der Marschengewässer angesehen werden können und daher eine spezifische Bewertung erfordern. Daher ist ein entsprechender Bewertungsvorschlag zu erarbeiten. In diesem Zusammenhang sollen auch bereits vorhandene Verfahren auf ihre Anwendbarkeit für tideoffene Marschengewässer in Niedersachsen geprüft werden. Aspekte wie Finanzierbarkeit und Praxistauglichkeit sind neben fachlichen Aspekten bei der Entwicklung ebenfalls zu beachten. Falls eine Nutzung bereits entwickelter Verfahren (z.B. AeTV) nicht ohne weiteres übertragbar sind, ist ein alternativer Bewertungsansatz zu entwickeln.

Im Dezember 2006 bzw. Frühjahr 2007 wurde vom NLWKN Brake-Oldenburg das Büro BioConsult Schuchardt & Scholle die o.g. Fragestellungen und Aufgaben zu bearbeiten und einen zielführenden Vorschlag für ein makrozoobenthosbasiertes Verfahren für tideoffene Marschengewässer des Typen 22.1 und 22.2 vorzulegen.

## 2. Methodisches Vorgehen

### 2.1 Arbeitsschritte

Die vorliegende Studie umfasst 3 ‚Arbeitspakete‘, die sich in die Teilaspekte ‚Vorarbeiten‘, ‚Erarbeitung eines benthosbasierten Bewertungsvorschlags‘ sowie die ‚Erstellung der Grundlage für eine Datenbank Makrozoobenthos tideoffener Marschengewässer‘ differenzieren lassen.

#### *Vorarbeiten*

Die unter ‚Vorarbeiten‘ gefassten Arbeitsschritte beinhalten neben einer kurzen Begriffsbestimmung ‚tideoffener Marschengewässer‘ und einer Zusammenstellung möglicher Stressoren die Sichtung historischer und v.a. rezenter Datensätze sowie eine Testanwendung des AeTV (Verfahren für Übergangsgewässer, Tideströme der Marschen, sandgeprägter Tideströme) nach Krieg (2005).

Folgende Aspekte wurden im einzelnen bearbeitet:

- Erstellung einer Gesamtartenliste auf der Grundlage historischer und rezenter Daten
- Rezente Daten zusammengeführt und so weit möglich standardisiert
- Sichtung bereits vorliegender benthosbasierter Bewertungsansätze insbesondere AeTV
- Aufbereitung von Daten zur Anwendung des Bewertungstools AeTV, beispielhafte Testbewertungen
- Analyse der Benthosdaten auf mögliche räumliche Unterschiede. Übergeordnetes Ziel ist die Identifikation genereller Einflussfaktoren auf die Benthosbesiedlung. Des Weiteren ist auf dieser Grundlage zu überprüfen, ob Hinweise auf eine u.U. erforderliche Subtypisierung der tideoffenen Marschengewässer aufgrund einer spezifische Besiedlung, z.B. auf Ebene der Einzugsgebiete deutlich werden.
- Vorschlag zur Differenzierung von Marschengewässerabschnitten
- Ableitung von Referenzbedingungen für tideoffene Marschengewässer bezogen auf den ökologischen Zustand.

#### *Vorschlag Bewertungsansatz*

Auf der Basis der Ergebnisse der Vorarbeiten erfolgt die Erarbeitung eines Tools für eine benthosbasierte Bewertung der tideoffenen Marschengewässer nach den Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie. Die Bewertung umfasst dabei die relevanten Messgrößen Artenspektrum differenziert nach toleranten und sensitiven Taxa und die Messgröße Abundanz. Die Gesamtbewertung wird durch die so genannte

‚Ökologische Qualitätskennzahl‘ (EQR: *Ecological\_Quality\_Ratio*), die Werte zwischen 0 (schlecht) und 1 (sehr gut) annehmen kann, dargestellt.

### *Erstellung einer Datenbank für die tideoffenen Marschengewässer („living-document“)*

Neben den o.g. Aufgaben war im Rahmen der Bearbeitung auch die Grundlage für eine Datenbank zum Makrozoobenthos der tideoffenen Marschengewässer zu erstellen. Aus der Datenbank sind u.a. bisherige Nachweise der Arten (räumlich und zeitlich), formale Informationen wie u.a. die DV-Nummer (so weit vergeben) der Taxa sowie die biologische Systematik (Großgruppe, Familie, Art) zu entnehmen.

## 2.2 Untersuchungsgebiet

### 2.2.1 Definition – tideoffene Marschengewässer

Unter den als Typ 22 klassifizierten Marschengewässern subsumieren sich verschiedene (Sub)Typen, die im Hinblick auf ihre gewässerstrukturellen oder hydrografischen Rahmenbedingungen Unterschiede aufweisen. Neben den Strömen der Marschen (Typ 22.3, Teile des Tideästuars von Weser und Elbe) werden Flüsse der Marschen (Typ 22.2) sowie Gewässer der Marschen (Typ 22.1) unterschieden. Die vorliegende Arbeit fokussiert dabei auf die zuletzt genannten Typen 22.1. und 22.2. Trotz der starken anthropogenen Überformung ist noch erkennbar, dass Marschengewässer biozönotisch keine homogene Einheit darstellen, sondern dass sich Unterschiede in Abhängigkeit von Gewässergröße, Salzgehalt und möglicherweise im Hinblick auf die Beschaffenheit des Einzugsgebiets (EZG) erkennen lassen. Flüsse der Marschen (22.2) liegen mit EZG innerhalb der Grundmoränenlandschaften des Jung- und Altglazials, während die EZG für den Gewässertyp ‚Gewässer der Marschen (22.1)‘ fast ausschließlich innerhalb der Marschen liegen (vgl. LANU 2006).

Innerhalb der o.g. Marschengewässertypen sind die **tideoffenen Marschengewässer** ein Ausprägungstyp von ganz eigener Charakteristik. Es handelt sich dabei aber um keinen einheitlichen Subtyp im Sinne von Pottgiesser & Sommerhäuser (2006), sondern sie können als ‚Sondertypus‘ den verschiedenen derzeit in Niedersachsen differenzierten Marschengewässersubtypen (s.o.) angehören. Da insbesondere für tideoffene Marschengewässer der Typen 22.1 & 22.2 keine spezifischen Steckbriefe vorliegen, wird im folgenden überwiegend keine Unterscheidung dieser beiden Typen vorgenommen. Wobei die Differenzierung nach Typ 22.1 und 22.2 auch für die übrigen nichttideoffenen Marschengewässer u.E. nicht immer eindeutig ist: so sind z.B. die Gewässer links der Elbe als Typ 22.1 eingestuft, obwohl deren Oberläufe in der Geest liegen. Grund für die Einstufung scheint die Tatsache zu sein, dass nur die in der Marsch liegenden Zuflüsse der tidebeeinflussten Unterläufe als EZG definiert wurden. Die Einstufung des Pieper Sieltiefs (Ems-EZG) als Typ 22.1 erschließt sich ebenfalls nicht, da die Soeste mit dem das Pieper Sieltief im Prinzip eine ‚Stromspaltung‘ bildet als Typ 22.2 klassifiziert ist (Abb. 1, hellgrüne Schraffur im EZG der Ems)

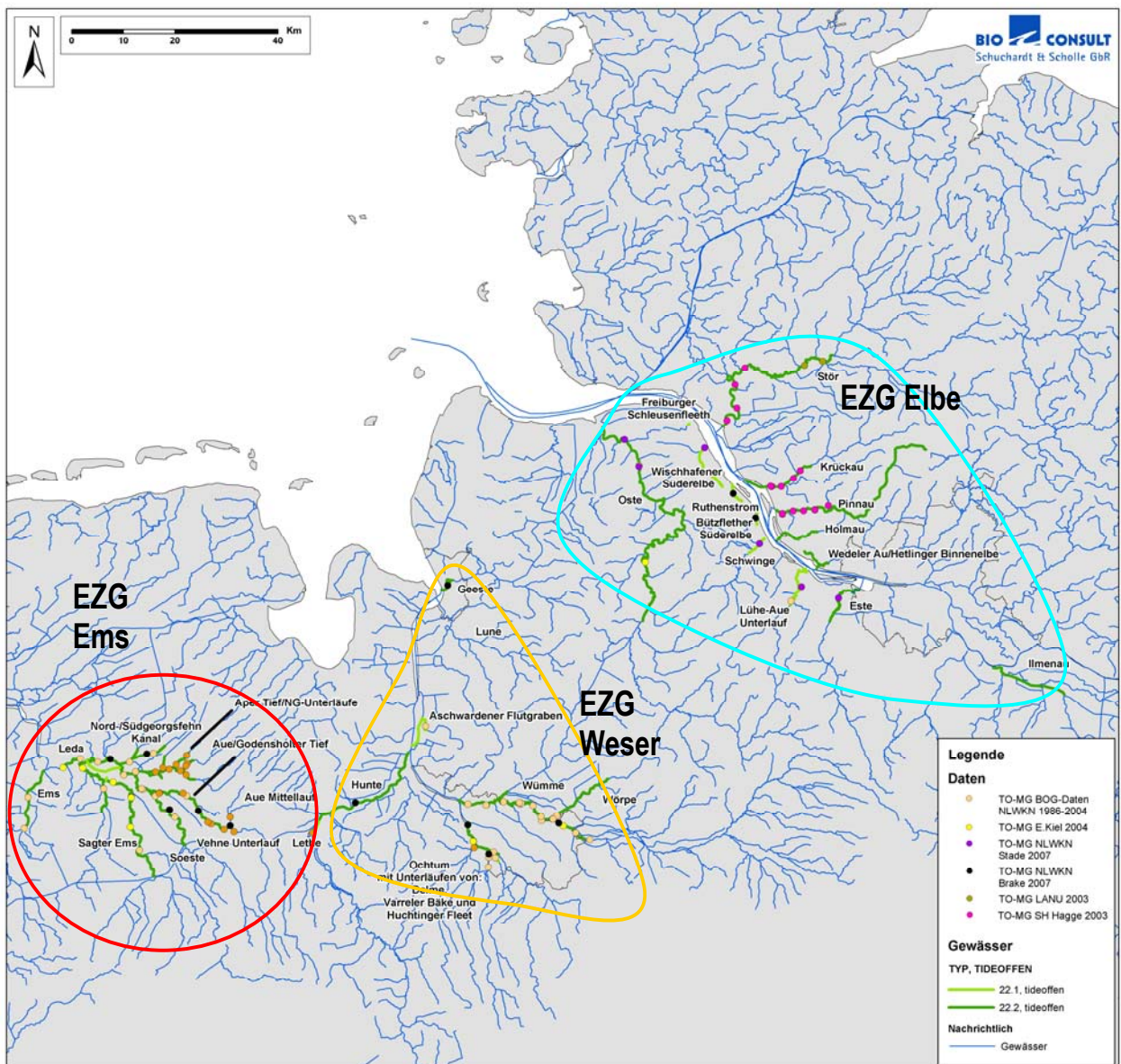
Unabhängig von der Klassifizierung in die Typen 22.1. & 22.2 werden hier solche Gewässer als tideoffen bezeichnet, die den täglichen Tideschwankungen unterliegen. Das freie Einschwingen der Tide wird nur gelegentlich durch witterungsbedingtes Schließen der in den Mündungsbereichen befindlichen Sturmflutsperrwerke unterbrochen. Hier besteht eine Abgrenzung zu Gewässern, die z.B. durch Siel-



bauwerke nur unregelmäßig durch das Tidegeschehen beeinflusst werden. Letztere werden als Subtyp der geschöpften und gesielten Marschengewässer klassifiziert (Kiel et al. 2004).

### **2.2.2 Bezugsraum**

Tideoffene Marschengewässer der Typen 22.1 und 22.2 sind heute auf die EZG der Wattenmeerästuare beschränkt. In Marschengewässern, die unmittelbar ins Wattenmeer münden (würden), ist eine freie Tidedynamik durch vorhandene Wasserbauwerke (Siel- und Schöpfwerke) unterbunden. In Niedersachsen und Schleswig-Holstein sind TO-Marschengewässer daher ausschließlich in den EZG von Ems, Weser und Elbe vorhanden. Im Einzugsgebiet der Eider ist der Typ nicht klassifiziert (Abb. 1).



**Abb. 1:** Übersicht über die räumliche Lage der tideoffenen Marschengewässer in den Einzugsgebieten (EZG) von Ems, Weser und Elbe sowie im Zeitraum 1986 - 2007 beprobte Makrozoobenthos-Messstellen. TO-MG = Tideoffene Marschengewässer, BOG NLWKN = Messstellen der NLWKN Aurich, Brake, Stade, Verden. TO\_MG – Kiel et al./Hagge et al. = Messstellen aus Marschengewässerprojekten in Niedersachsen und Schleswig-Holstein; Lanu 2003: weitere Daten aus Schleswig-Holstein.

Der größte Teil der tideoffenen Marschengewässer ist süßwassergeprägt. Lediglich die Geeste, die bei Bremerhaven im Bereich des oberen Mesohalinikums ( $> 5 ‰$ ) der Weser mündet, zeichnet sich durch eine hohe Salinität aus. Im Elbe-Einzugsgebiet weisen einige untere Marschengewässerabschnitte (u.a. Oste, Stör) z.T. oligohaline ( $>0.5 ‰$ ) Verhältnisse auf. Im EZG der Ems sind alle tideoffenen Marschengewässer ausschließlich durch limnische Verhältnisse charakterisiert.

Tab. 1 zeigt eine Übersicht über die im Betrachtungsraum Niedersachsen und Schleswig-Holstein als Typ 22.1 sowie Typ 22.2 klassifizierten tideoffenen Gewässer. Im Ems-Einzugsgebiet sind insgesamt 12 tideoffene Gewässer vorhanden, die insgesamt 179 km Fließstrecke umfassen. Im Wesereinzugsgebiet

sind 11 Gewässer auf insgesamt ca. 108 km als tideoffene Marschengewässer klassifiziert. Mit 14 Gewässer und einer Lauflänge von insgesamt 250 km hat das Elbeinzugsgebiet den größten Anteil an tideoffenen Marschengewässerabschnitten der Typen 22.1. und 22.2; davon befinden sich 9 (128 km) auf niedersächsischem und 5 (122 km) auf schleswig-holsteinischem Gebiet.

**Tab. 1:** Übersicht über die in Niedersachsen und Schleswig-Holstein beprobten tideoffenen Marschengewässer (Quellen: NLWKN BOG-Datenbank, LLUR – Schleswig-Holstein)

EZG	Gewässer	Strecke TO-Marschgew. [km]	
Ems	Leda + Sagter Ems	51,72	
	Leda Sperrwerk bis Emsmündung	3,25	
	Soeste, Nordloher-Barsseler Tief + Jümme	40,31	
	Pieper Sieltief	7,87	
	Aue / Godensholter Tief	21,80	
	Nordgeorgsfehkanal + Südgeorgsfehkanal	12,12	
	Aper Tief + NG Unterläufe	29,00	
	Vehne Unterlauf		
	Ems Papenburg bis Leer	13,56	
	<b>Gesamt (inkl. Ems)</b>	<b>179,63</b>	
	Weser	Ochtum Tidebereich	10,34
Huchtinger Fleet Unterlauf		1,94	
Varreler Beeke Unterlauf		1,60	
Unterlauf Delme, Tidebereich		0,76	
<i>Wörpe - Typ 14 - tidebeeinflusst</i>		14,94	
Wümme V		25,96	
Lesum und Hamme		12,07	
Hunte Tidebereich		25,19	
Geeste Unterlauf (uh. Tidesperrwerk)		5,64	
Rechter Nebenarm der Weser mit Unterlauf Aschwardener Flutgraben		9,23	
<b>Gesamt (inkl. Wörpe &amp; Rechter NA, Aschwardener Flutgraben)</b>		<b>107,67</b>	
Elbe		Este (Buxtehude-Cranz)	10,26
		Este (Mündungsbereich mit Werft)	0,69
	Lühe-Aue Unterlauf	13,02	
	Schwinge Unterlauf	4,32	
	Oste (Bremervörde-Oberndorf)	53,87	
	Oste (Bremervörde-Mündung)	12,90	
	Bützflether Süderelbe	2,26	
	Ilmenau	15,69	
	Ruthenstrom	4,52	
	Wischhafener Süderelbe	10,22	
	Freiburger Schleusenfleth Unterlauf (tidebeeinflusst)	0,46	
	Wedeler Au mit Nebengewässer	8,49	
	Holmau	10,30	
	Stör	48,47	
	Krückau	11,32	
	Pinnau	43,08	
	<b>Gesamt</b>	<b>249,87</b>	

## 2.3 Datengrundlage Benthos tideoffener Marschengewässer (MG)

### 2.3.1 Historische Daten

Historische Daten liegen nur sehr begrenzt für die Ästuarare vor und sind nahezu ausschließlich qualitativ. Die ästuarbezogenen Informationen sind aber u.E. auch weitgehend übertragbar auf die tideoffenen Nebenflüsse und damit für die Herleitung von Referenzbedingungen für die Marschengewässer

geeignet. Historische Angaben lassen sich aus Borchering (1883) und Kohlmann (1878) für die Weser sowie aus der Zusammenstellung der historischen Entwicklung der aquatischen Lebensgemeinschaft im deutschen Abschnitt der Elbe von Petermann & Schöll (1994) sowie aus Krieg (2005) entnehmen. Für die Ems existieren solche Informationen nicht. Im Rahmen einer Leitbilderstellung für Ästuare wurde aber bereits 1997 von IHF (zit. in CLAUS 1998) vornehmlich aus den Elbedaten eine Liste der potenziell natürlichen Makrofauna erstellt, die auch für Weser und Ems gelten soll. Vor diesem Hintergrund gehen wir davon aus, dass sich die benthische Fauna der drei Ästuare Ems, Weser und Elbe historisch nicht wesentlich voneinander unterschied. Hinweise auf eine naturräumlich spezifische Besiedlung lassen sich auf dieser Ebene also nicht ableiten.

### 2.3.2 Rezente Daten

Insgesamt liegen ca. 125 rezente Datensätze aus 33 Gewässern vor, die sich auf den Zeitraum 1986 – 2007 beziehen. Eine zusammenfassende Übersicht ist Tab. 3 zu entnehmen. Neben der Datenquelle enthält Tab. 3 auch weitere Informationen zur Anzahl der untersuchten Gewässer, zur Untersuchungsmethodik sowie zu der im Rahmen der vorliegenden Arbeit erfolgen ‚Datenbehandlung‘ für die statistischen Analysen (s. Kap. 4) bzw. Testbewertungen (Kap. 6). Die Lage der jeweiligen Messstellen, für die Daten vorhanden sind, ist Abb. 1 zu entnehmen.

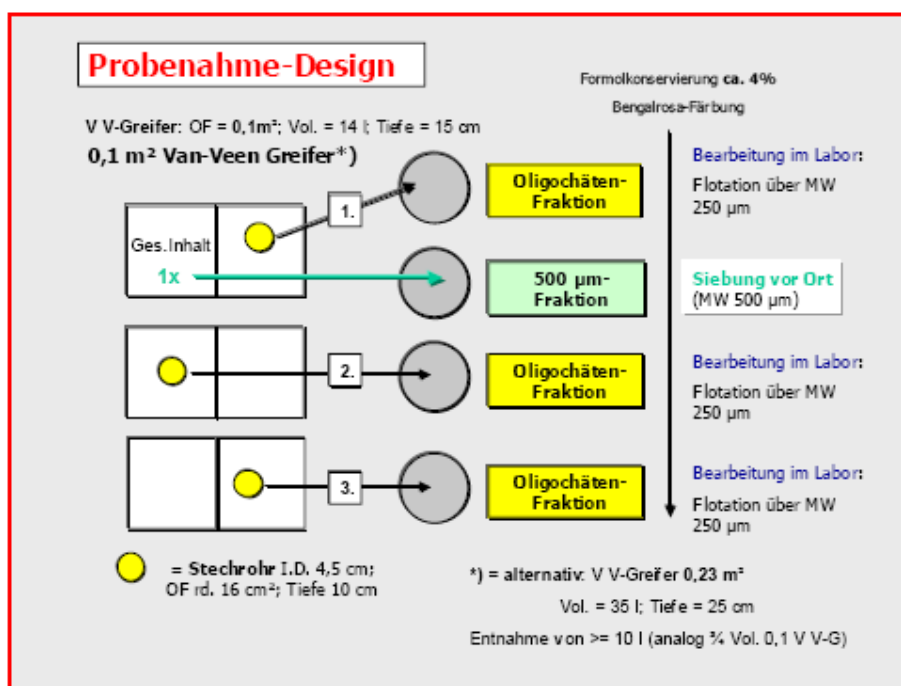
#### *BOG\_Archiv (BOG = ‚Biologie der Oberflächengewässer‘)*

Die BOG-Daten rekrutieren sich aus verschiedenen Quellen. Zahlreiche und zentrale Datensätze wurden von den NLWKN (Aurich, Cloppenburg, Brake-Odenburg, Stade und Verden) aus der BOG\_Datenbank zu tideoffenen Marschengewässern aus dem Ems-, Weser- und Elbeeinzugsgebiet zur Verfügung gestellt. Der ursprüngliche Anlass der den BOG-Daten zugrunde liegenden Untersuchungen war v.a. die Bestimmung der Gewässergüte (mittels Saprobienindex). Die Beprobungen sind nach der klassischen Keschermethodik unter Berücksichtigung der relevanten Habitate im Bereich einer Messstelle erhoben worden. Die taxonomische Ansprache der Taxa erfolgte i.d.R. auf Artebene, mit gewissen Einschränkungen bei den Taxagruppen der Oligochaeta und Diptera (Chironomidae). Die Individuendichte ist nach DIN 38410 über 7 Abundanzklassen abgebildet, wobei die AK 1 = 1 - 2 Ind. und AK 7 = > 1.000 Ind. beschreibt (Tab. 8, Kap. 4.3). Für die statistischen Analysen sowie für Ableitung von Referenzwerten im Rahmen der Bewertung wurden die Abundanzklassen aber in Ind./CpUE ‚rücktransformiert‘ (s. Kap. 4.3).

#### *AeTV-konforme Daten*

Im Rahmen des zu erarbeitenden WRRL-konformen Bewertungsverfahrens für tideoffene MG war der AeTV (Aestuar-Typie-Index) nach Krieg (2005), ein Verfahren, dass zunächst auf das Elbeästuar abgestimmt wurde (Krieg 2005, 2007), auf Anwendbarkeit für die tideoffenen MG zu prüfen. Die Anwendung des AeTV erfordert eine spezifische Probenahme (s.u.) und ebenso eine spezifische taxonomische Tiefenschärfe. Abweichend von anderen Bewertungsansätzen (z.B. Perlodes) ist eine Voraussetzung für die Anwendung des AeTV die Ansprache der Taxagruppen Oligochaeta und Chironomidae bis auf Artebene. Da aus den niedersächsischen tideoffenen MG nur sehr eingeschränkt entsprechende Daten vorliegen, mit denen die Anwendbarkeit des AeTV überprüft werden kann, wurden im Sommer 2007 AeTV-konforme Beprobungen an insgesamt 13 Messstellen durchgeführt um die Datenlage zu verbreitern.

Die Beprobungen erfolgten nach den Vorgaben von Krieg (mdl. Mitteilung) für mittelgroße Marschengewässer. Demnach wurden 8 sogenannte Probenahmeeinheiten innerhalb eines Wasserkörpers entnommen, die i.d.R. als Transekt über den Gewässerquerschnitt positioniert werden (vgl. Krieg 2006). Eine Probenahmeeinheit beinhaltet dabei die Entnahme von 3 Van Veen Greifern oder Ekman Greifer (ca. 0,025 m<sup>2</sup>), wobei der Inhalt eines Greifers über 500 µm gesiebt und vollständig bearbeitet wird. Aus den übrigen 2 Greifern wird jeweils mittels Stechrohr (Durchmesser ca. 4,5 cm) eine Sedimentunterprobe entnommen. Der Stechrohrinhalt ist anschließend über 250 µm zu sieben (vgl. Abb. 2). Ziel letzterer Siebung ist es v.a. auch sehr kleine Oligochaeta-Taxa (z.B. Naididae) zu erfassen. Im Focus stehen hier insbesondere Oligochaeta und Chironomidae, die ebenso wie die übrigen taxonomischen Gruppen bis zur Art bestimmt werden. Die resultierenden Ergebnisse (Bezeichnung des Datensatzes ‚NLWKN\_MG07‘) sind in die Datenbank übernommen worden und können dort im Detail eingesehen werden.



**Abb. 2:** Probenahmemethodik und Probenaufbereitung nach AeTV (aus Krieg 2006). Darstellung einer ‚Probenahmeeinheit‘.

#### *Daten Marschengewässerprojekt (Kiel et al. 2004, Hagge et al. 2004)*

Aus dem Projekt ‚ökologische Bewertung von Marschengewässern‘ (Kiel et al. 2004) wurden aus 6 niedersächsischen tideoffenen Gewässern (Leda, Sagter Ems, Ochtum, Delme, Wümme, Oste) Daten von insgesamt 12 Messstellen zur Verfügung gestellt. Die Datenerhebung erfolgte mittels ‚Multi-method-sampling‘ (Van Veen-Greifer, Absammelmethode, Kescher) wobei unterschiedliche Habitate (Weich- und Hartsubstrate im Eulitoral und Sublitoral) beprobt wurden (Tab. 2). Die taxonomische Auswertung der Proben ist i.d.R. immer bis zur Art durchgeführt worden. Bezogen auf die Beprobung der Weichbodenlebensräume entspricht der Untersuchungsansatz und die taxonomische Tiefenschärfe der AeTV-Beprobungsstrategie.



Da die vorliegende Arbeit bundeslandübergreifend ist, d.h. die Übertragbarkeit des erarbeiteten Bewertungsvorschlages nicht nur für Niedersachsen sondern auch für Schleswig-Holstein gelten soll, wurden auch Daten aus diesem Bundesland ausgewertet bzw. in die Auswertungen einbezogen. Aus 3 schleswig-holsteinischen tideoffenen Gewässern (Pinnau, Krückau, Stör) sind Ergebnisse von insgesamt 12 Messstellen vom LANU (heute: LLUR) zur Verfügung gestellt worden. Datenerhebung und taxonomische Auswertung von Hagge et al. (2004) sind mit der o.g. Untersuchung von Kiel et al. (2004) identisch (Tab. 3).

**Tab. 2:** Beprobungsmethodik-Makrozoobenthos in tideoffenen Marschengewässern nach Kiel et al. (2004) und Hagge et al. (2004)

Einsatzbereich	Methode/Gerät	Kürzel	Daten	Bezug	Anmerkung
Sublitoral	Weichsedimente Van Veen (modifiziert)	(Grundfläche 400cm <sup>2</sup> Eindringtiefe: ca. 5cm)	W	quantitativ	Fischereivolumen
Sublitoral	Hartsubstrate Steine Bürsten	5-7 Steine	S	quantitativ	Steinoberfläche
Sublitoral	Hartsubstrate Kicksampling ähnliche Methode ('Kick')	2x15 min.	K	quantitativ	Zeit
Sublitoral	Hartsubstrate abdriftende Tiere abfangen ('Drift')	2x15 min.	D	quantitativ	Zeit
Litoral	Substrate allg. Keschern/Absammeln	2x15 min.	L	quantitativ	Zeit
Litoral	Weichsedimente Stechrohr	Seimentkern (Grundfläche: 31,4 cm <sup>2</sup> , Höhe: 5 cm)	R	quantitativ	Fischereivolumen nur alternativ zu L

### Weitere Daten

Neben den o.g. Quellen liegen weitere Ergebnisse aus tideoffenen Gewässern vor, die im Rahmen der vorliegenden Arbeit Verwendung fanden und ebenfalls in die Datenbank aufgenommen wurden. Hierbei handelt es sich v.a. um Daten aus der Wümmen bei Borgfeld, die von der Universität Bremen (Crueger 2000) bzw. im Auftrag des Deichverbandes (Bioconsult 2009) im Zeitraum 1997 – 2006 erhoben wurden (Tab. 3). Mit Untersuchungsergebnissen von Speth & Brinkmann (2003) wurden weitere Daten aus der Stör von LANU (heute LLUR) zur Verfügung gestellt. Diese beziehen sich auf 2 Messstellen (Breitenberg, Wittenbergen) in den oberen Abschnitten des als tideoffen klassifizierten Marschengewässerabschnitts der Stör (WRRL-Stör, s. Tab. 3).

Die Probenahmemethodik (Kescherbeprobungen relevanter Habitate) als auch die taxonomische Tiefenschärfe sowohl der bremischen als auch der schleswig-holsteinischen Untersuchungen entspricht weitgehend den der NLWKN-Untersuchungen (BOG-Archiv), d.h. im Rahmen dieser Untersuchungen wurde auf eine vertiefte Ansprache von Oligochaeta und Diptera (Chironomidae) verzichtet. Die Abundanz liegen als Ind./Fang (CpUE – Catch per Unit Effort) vor.

**Tab. 3:** Übersicht über die rezenten Datenquellen zum Makrozoobenthos der tideoffener Marschengewässer in den EZG der Ems, Weser und Elbe

Datenquelle	NLWKN_MG-Projekt	NLWKN_Aurich	NLWKN_Brake	NLWKN_Verden	NLWKN_Stade	NLÖ	LANU	LANU	Uni Bremen	Bioconsult
	WRRL	BOG_Archiv	BOG_Archiv	BOG_Archiv	WRRL	Uni Vechta_Kiel et al.	WRRL-Stör	Hagge et al.	Crueger	
<b>Zeitraum</b>	2007	1987, 1989, 1992, 1993, 1996, 1998, 1999	1986, 1987, 1992, 1994, 1995, 1996, 1998, 1999, 2000	1986, 1994, 2000, 2002, 2004	2007	2003;04	2002;03	2002;03	1997;98	2002, 2007
<b>Anzahl Gewässer</b>	12	8	13	4	5	6	1	4	1	1
<b>Anzahl Messstellen</b>	13	16	23	6	6	11	2	14	5	1
<b>Anzahl saisonale Beprobungen</b>	1 (Sommer)	1 (unterschiedlich)	1 (unterschiedlich)	1 (unterschiedlich)	1 (unterschiedlich)	2 (HE & FJ)	3 FJ, SO_2003 3 HE, WI_2002)	2 (FJ & HE)	4-6 (SO, HE, FJ)	2 (FJ, HE)
<b>Methode</b>	nach AeTV	Gewässergüte-untersuchung, Multihabitat	Gewässergüte-untersuchung, Multihabitat	Gewässergüte-untersuchung, Multihabitat	Multihabitat nach Perloides zusätzlich Stechrohrproben	Multihabitat, Multimethod	Multihabitat	Multihabitat, Multimethod	Multihabitat, Multimethod	Multihabitat, Multimethod
<b>Gerät</b>	van Veen Greifer, Stechrohre	Kescher	Kescher	Kescher	Kescher, Stechrohre	Van Veen-Greifer, Stechrohre, Driftnetz, Kicksampling,	Kescher	Van Veen-Greifer, Stechrohre, Driftnetz, Kicksampling, Kescher, Absammlung	Kescher, Substratexposition (Gebüsch, künstlich)	Kescher, Stechrahmen, Handaufsammlung
<b>Habitate</b>	Transekte, Weichboden, Sublitoral	charakteristische Habitate der MS, Sublitoral, Ufer etc.	charakteristische Habitate der MS, Sublitoral, Ufer etc.	charakteristische Habitate der MS, Sublitoral, Ufer etc.	charakteristische Habitate der MS, Sublitoral, Ufer etc.	Hartsubstrat, Weichboden, charakteristische Habitate	charakteristische Habitate der MS, Sublitoral, Ufer etc.	Hartsubstrat, Weichboden, charakteristische Habitate	Hartsubstrate, charakteristische Habitate	Hartsubstrat, Weichboden, charakteristische Habitate
<b>Qualitativ</b>	weitgehend Arterebene inkl. Oligochaeta & Diptera	weitgehend Arterebene, Oligochaeta und Diptera taxonomisch z.T. auf Großgruppenebene	weitgehend Arterebene, Oligochaeta und Diptera taxonomisch z.T. auf Großgruppenebene	weitgehend Arterebene, Oligochaeta und Diptera taxonomisch z.T. auf Großgruppenebene	weitgehend Arterebene inkl. Oligochaeta & Diptera	weitgehend Arterebene inkl. Oligochaeta & Diptera	weitgehend Arterebene, Oligochaeta und Diptera taxonomisch z.T. auf Großgruppenebene	weitgehend Arterebene inkl. Oligochaeta & Diptera	weitgehend Arterebene ohne Oligochaeta & Diptera	weitgehend Arterebene ohne Oligochaeta & Diptera
<b>Quantitativ</b>	Ind./m²	Häufigkeitsklassen (1-7), Schätzwerte	Häufigkeitsklassen (1-7), Schätzwerte	Häufigkeitsklassen (1-7), Schätzwerte	Ind./m²	Ind./m², Ind./CPUE, Häufigkeitsklasse	Häufigkeitsklassen (1-7), Schätzwerte	Ind./m², Ind./CPUE, Häufigkeitsklassen	Ind./CPUE	Ind./m², Ind./CPUE
<b>Datenmodifizierung</b>	keine	Häufigkeitsklassen transformiert in Abundanzen - Mittelwert der jeweiligen Klasse	Häufigkeitsklassen transformiert in Abundanzen - Mittelwert der jeweiligen Klasse	Häufigkeitsklassen transformiert in Abundanzen - Mittelwert der jeweiligen Klasse	keine	z.T.; Häufigkeitsklassen transformiert in Abundanzen - Mittelwert der jeweiligen Klasse	z.T.; Häufigkeitsklassen transformiert in Abundanzen - Mittelwert der jeweiligen Klasse	z.T.; Häufigkeitsklassen transformiert in Abundanzen - Mittelwert der jeweiligen Klasse	keine	keine
<b>Datensätze</b>	MW aus insgesamt 8 Stationen je Transekt	a) Daten als interannueller MW zusammengefasst, räumlich differenziert b) Daten als Einzelmessungen räumlich und zeitlich differenziert	a) Daten als interannueller MW zusammengefasst, räumlich differenziert b) Daten als Einzelmessungen räumlich und zeitlich differenziert	a) Daten als interannueller MW zusammengefasst, räumlich differenziert b) Daten als Einzelmessungen räumlich und zeitlich differenziert	ein Datensatz je MS	a) Daten saisonal und nach Erfassungsmethodik zusammengefasst (Ind. summiert!) b) Datensatz-Van Veen Greifer räumlich und zeitlich differenziert	a) Daten saisonal zusammengefasst nach 2002 und 2003 differenziert b) Daten als monatliche Einzelmessungen	a) Daten saisonal und nach Erfassungsmethodik zusammengefasst (Ind. summiert!) b) Daten als Einzelmessungen räumlich, zeitlich & nach Methodik differenziert	a) Daten Fließstrecke Grundlage MS 7 ergänzt durch Taxa 4 weiterer MS b) Daten Tidetümpel (1 MS, MW) c) Daten Substrate (Erle, 1 MS, MW aus 5 Beprobungen)	a) Daten Kescher Handaufsammlung, MW aus Stationen, interannuell differenziert b) Daten Stechrahmen, MW aus Stationen, interannuell
<b>Anzahl Datensätze</b>	13	a) 16; b) 77	a) 23; b) 92	a) 6; b) 8	6	a) 17; b) 47; 12	4	a) 19 b) 136	3	4



### 2.3.3 Methodik Datenauswertung

Im Rahmen der Bearbeitung waren spezifische Teilfragestellungen von Bedeutung. Im Fokus stand hier die Frage nach möglicherweise deutlichen naturräumlichen Besiedlungsunterschieden. In diesem Zusammenhang war auch die Frage nach der räumlichen und zeitlichen Variabilität, der Ausprägung von Benthosgemeinschaften, vor dem Hintergrund möglicher Einflussfaktoren wie Einzugsgebiet, Tidehub, Salinität etc. von Bedeutung. Die vorliegenden Daten wurden mittels der unten kurz beschriebenen statistischen multivariaten Verfahren analysiert. Die Abundanzdaten (als Ind./CpUE) wurden vor den Analysen log-transformiert.

#### *Ordinationsverfahren*

Ziel der angewandten Ordinationsverfahren ist die Datenreduktion und die Aufdeckung von Strukturen in den Beziehungen von Variablen. Die multivariate Auswertung bietet sich hauptsächlich für die Analyse zunächst unübersichtlich erscheinender ökologischer Datensätze an. Die **Hauptkomponenten-Analyse (PCA)** geht von einem n-dimensionalen floristischen oder faunistischen Raum aus, der durch die n-Organismen des Datensatzes aufgespannt wird. Die Position einer Stichprobe in diesem (mathematischen) Raum wird dann durch die Werte der Organismen in der entsprechenden Probe bestimmt. Mit der Analyse wird nun versucht, einen Datensatz in 2 bis 3 Dimensionen darzustellen, dass sich auf der 1. Achse die maximal wahrscheinlichste "Erklärung" abbildet. Auf der 1. Achse liegt damit die Hauptkomponente oder Korrespondenz, die den berechneten Datensatz differenziert oder erklärt. Ein entsprechender Prozentwert für diese Erklärung wird bei der Berechnung ausgegeben. Die eingegebenen Variablen, z.B. die Abundanzen der Benthosorganismen, bestimmen diese Hauptkomponente oder Korrespondenz. Es kann also analysiert werden, wie sich die Proben bezüglich ihrer gefundenen Organismen innerhalb des gesamten benthischen "Raumes" zwischen x und y anordnen (Ordination). Hier wird auch deutlich, dass die Ergebnisse der Ordinationsmethoden von dem eingegebenen Umfang der Daten abhängen und es keinen "Ökologischen Raum" an sich gibt. Man nennt die zu Grunde liegende Analyse darum auch "Eigenanalyse". Die im Rahmen der vorliegenden Arbeit für einige Fragestellungen verwendete PCA geht von einem linearen Zusammenhang zwischen den berücksichtigten Variablen aus und ist dann zur Erfassung von Unterschieden in einem Datensatz gut geeignet, wenn die Verbreitungsoptima der erfassten Arten tatsächlich innerhalb des vorliegenden Datensatzes liegen. In der PCA werden die Artenwerte durch Regression der Artdaten auf den Stationswerten errechnet. Der resultierende Artwert ist ein gerichteter Wert und wird als Pfeil dargestellt. Dabei spiegelt die Bedeutung der Achsen die Varianz der Artenwerte (Eigenwertdarstellung der Arten im Diagramm, Eigenvalue) wider, während die Varianz der Stationswerte zweitrangig dargestellt wird (Cumulative percentage variance of species data, s.u.). Der Pfeil einer betreffenden Art weist in Richtung steigender Abundanz (oder Biomasse); er kann auch über den Nullpunkt hinaus als Linie verlängert werden. Zu jeder Station (bzw. jedem Greifer) wird ein Stationswert im Koordinatensystem angegeben, der aus den Arten-Abundanzdaten (bzw. Biomassen) errechnet wird und in räumlicher Nähe der Arten liegt, die an dieser Station vorkommen. Durch Abgleich mit den geplotteten Stationen kann ersehen werden, wie stark die betreffende Art an den Stationen vertreten ist. Je länger dabei ein zu einer Art gehöriger Pfeil in der Ordination ist, desto stärker erklärt diese Art die Stationsunterschiede oder Ähnlichkeiten. Dadurch können für die einzelnen Arten in Bezug auf Abundanz (bzw. Biomasse) quantitative Aussagen zu den Arten an den einzelnen Stationen getroffen werden.

Neben der o.g. PCA wurden exemplarisch **Kanonische Korrespondenzanalysen (CCA)** berechnet. Die CCA dient dazu, den möglichen Einfluss verschiedener Rahmenvariablen (z.B. Salinität, Tidehub)

auf die Makrozoobenthos-Gemeinschaften transparent zu machen. Die für die Arten dargestellten Ordinationspunkte verdeutlichen deren Verbreitungsschwerpunkte im Gefüge der dargestellten Umweltparameter. Die kanonischen Achsen (Umweltparameter) werden auf ihre Bedeutung für die Gruppierung der Greifer hin getestet. Eine Variable trägt dann signifikant zum Modell bei, wenn der P-Wert  $\leq 0,05$  ist (5% Signifikanzniveau). Der F-Wert beschreibt die im Permutationstest durchgeführte Test-Statistik (Test auf Signifikanz aller kanonischen Achsen). Die Arten-Abundanz-Daten wurden vor den Analysen (PCA, CCA) einer LOG-Transformation unterzogen, um die Abundanz, deren Erfassung methodisch bedingt einer gewissen Zufälligkeit unterliegt, geringer zu gewichten. Zudem wurden aufgrund der methodisch sehr unterschiedlich erhobenen Daten (s. Kap. 2.2.1) nur solche Datensätze zusammengeführt und analysiert, die auf einer vergleichbaren Methodik (Beprobungsstrategie, Taxonomische Tiefenschärfe) beruhen. Durchgeführt wurden die Berechnung mit dem Software Paket ‚Canoco 4.5‘ (ter Braak & Smilauer 2002).

### *MDS (Multidimensionale Skalierung)*

Multivariate Statistiken (MDS) wurden unter Verwendung des Software-Pakets „Primer 5.0“ berechnet. Hierfür wurden die Abundanzdaten transformiert (4. Wurzel). Als Ähnlichkeitsmaß diente die Bray-Curtis-Similarität. Die Güte der MDS-Darstellung wird über den Stress-Wert angegeben (Stress  $< 0,05$ : sehr gute Darstellung ohne Möglichkeit der Fehlinterpretation; Stress  $< 0,1$ : gute Ordination; Stress  $< 0,2$ : potenziell brauchbare Darstellung, die jedoch mit Vorbehalten verwendet werden sollte; Stress  $> 0,3$ : Datenpunkte sind fast zufällig in der Darstellung verteilt). Die Verschiedenheit der Makrozoobenthos-Gemeinschaft in den einzelnen Teilgebieten und zu unterschiedlichen Zeitpunkten (Juli und Oktober 2005, März und Juli 2006, März und Juli 2007, März und Juli bzw. August 2008) wurde durch die ANOSIM-Statistik (Analysis of Similarities) untersucht.

### *ANOSIM-Analyse*

Um die Ähnlichkeit der Makrofaunagemeinschaften („Alle Arten“) der einzelnen Stationen statistisch zu prüfen, wurde das ANOSIM-Verfahren (analysis of similarities), das im Software-Paket „PRIMER 5.0“ (Clarke & Gorley 2001) enthalten ist, angewendet. Hierfür wurde zunächst die Ähnlichkeit der Datensätze als Bray-Curtis-Similarität der transformierten ( $X^{1/4}$ ) Arten-Abundanzen berechnet. Anschließend wurde mittels ANOSIM die Rangähnlichkeit R in einem nicht parametrischen Permutationsverfahren errechnet. Dabei wird zwischen dem globalen Rges und dem paarweisen R unterschieden.

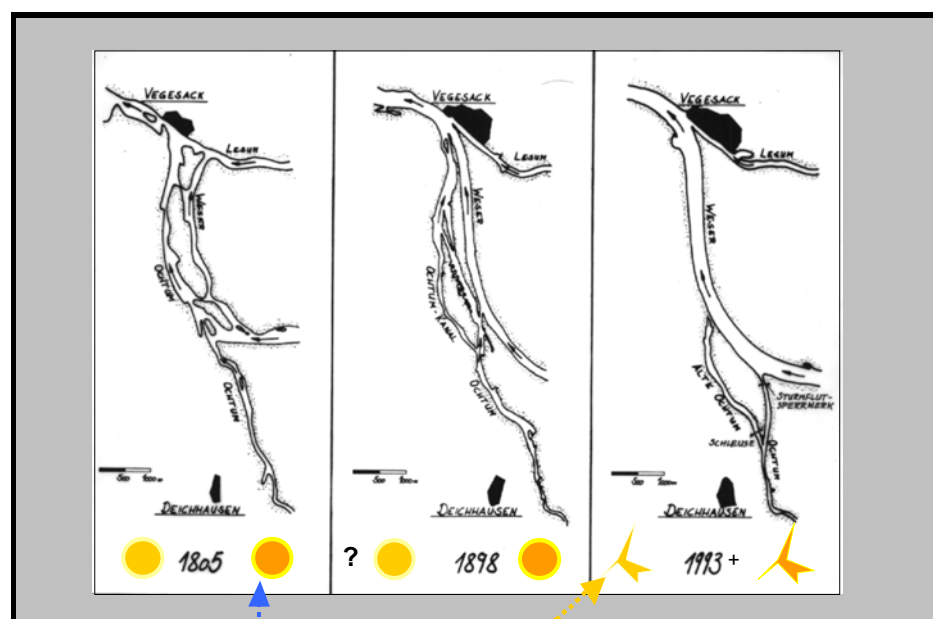
ANOSIM testet die Nullhypothese: ‚kein Unterschied zwischen a priori definierten Gruppen (z.B. Gebieten)‘. Der paarweise R-Wert gibt den Aufschluss über die Unterschiedlichkeit der Gruppen (R  $> 0,75$ : die Gruppen lassen sich klar voneinander trennen; R  $> 0,5$ : gute Trennbarkeit der Gruppen, jedoch mit einigen Übereinstimmungen; R  $< 0,25$ : die Gruppen trennen sich kaum, Clarke & Warwick 1994).

Für die globale Ähnlichkeit R gilt:  $-1 < R < +1$ . Es gilt weiterhin:  $-0,5 < R < +0,5$ , wenn die angenommene Nullhypothese (keine Unterschiede zwischen den Stationen) wahr ist. Ist im paarweisen Vergleich R  $> +0,5$ , so bestehen deutliche Unterschiede zwischen den Stationen. Grundsätzlich gibt der p-Wert analog zu anderen statistischen Verfahren Auskunft über die Signifikanz der Analyse. Ein gängiges Verfahren im paarweisen Vergleich ist es aber auch die Aussage des R-Wertes höher einzuordnen als p (insbesondere bei niedriger Anzahl der Permutationen).

### 3. Gewässerrahmenbedingungen

#### 3.1 Ästuare

Im Folgenden sollen zum besseren Verständnis für die heutige Situation tideoffener Marschengewässer die abiotischen Rahmenbedingungen und Beeinträchtigungen der hier wesentlichen norddeutschen Ästuare Ems, Weser und Elbe dargestellt werden. Die hier in den letzten 100 Jahren erfolgten morphologischen und hydraulischen Veränderungen waren und sind auch für die Nebengewässer der Ästuare bedeutsam, da die Veränderungen (v.a. stark erhöhter Tidehub, Sedimentstrukturen) in den Ästuaren z.T. auch bis weit in die Nebengewässer gewirkt haben bzw. noch wirken. Insbesondere die unteren Abschnitte der tideoffenen Nebengewässer sind in einem ähnlichen Maße verändert worden wie die Hauptgewässer. Abb. 3 verdeutlicht diesen Zusammenhang am Beispiel der Unterweser; die deutliche morphologische Veränderung betraf auch die Unterläufe der Nebenflüsse (hier Ochtum) in gleichem Maße.



**Abb. 3:** Morphologische Veränderung von 1805 bis heute der Unterweser im Abschnitt Vegesack im Bereich der Nebenflüsse Lesum und Ochtum (aus Scholle & Schuchardt 1996).

Wesentlicher Grund für die Veränderungen ist der starke anthropogene Nutzungsdruck, der in allen Gewässern besonders in den inneren Abschnitten zu deutlichen Veränderungen von Struktur und Funktion und damit auch zu einem Druck auf die aquatischen Lebensgemeinschaften insbesondere auch benthischen Wirbellosengemeinschaft geführt hat, wie dies das in Abb. 3 dargestellte Beispiel plausibel werden lässt. Die einzelnen Nutzungen wie

- Schifffahrt,
- Küstenschutz,

- Landwirtschaft,
- direkte und diffuse Stoffeinträge

waren und sind dabei unterschiedlich stark wirksam (Schuchardt et al. 1999; Essink et al. 2005, Schuchardt et al. 2007). Die morphologische Verformung u.a. durch Fahrrinnenvertiefungen ist nicht nur in der Vergangenheit stark gewesen, sondern wird bei Umsetzung der anstehenden Planungen (Außenweser-/Unterweser- und Untereibe-Anpassung) weiter vorangetrieben.

### Tidehub

Ein Parameter für das Ausmaß der Verformung besonders der inneren Ästuar durch die Anpassung der Fahrwassertiefen an steigende Schiffsgrößen und gleichzeitig eine Größe, die die Lebensbedingungen für die Biota des Ästuars in charakteristischer Weise prägt, ist der Tidehub. Die Veränderung des Tidehubs als Folge der verschiedenen wasserbaulichen Maßnahmen ist für die einzelnen Ästuar unterschiedlich detailliert dokumentiert (u.a. Siefert & Jensen 1993, Wieland 1993, Grabemann et al. 1993, Busch et al. 1984, Wetzel 1987 etc.). Schuchardt (1995) liefert eine vergleichende Gegenüberstellung der historischen Veränderungen des Tidehubs in den vier Ästuaren, auf die hier wesentlich zurückgegriffen wird. Die Ausbaumaßnahmen umfassen nicht nur die Verbreiterung und Vertiefung der eigentlichen Fahrrinne, sondern auch deren Festlegung durch Leitdämme, Buhnen und die Verfüllung von Nebenarmen und damit die Konzentration der Stromkraft auf das Fahrwasser, wie es bereits von Franzius (1895) für die Unterweser formuliert und umgesetzt worden ist.

**Tab. 4:** Wesentliche Kenngrößen der inneren Ästuar von Eider, Elbe, Weser und Ems.

Elbe		Weser	
Einzugsgebiet bis Tidewehr (km <sup>2</sup> )	135.000	Einzugsgebiet bis Tidewehr (km <sup>2</sup> )	38.000
Länge inneres Ästuar (km)	120	Länge inneres Ästuar (km)	70
mittleres Oberwasser (m <sup>3</sup> /sec)	725	mittleres Oberwasser (m <sup>3</sup> /sec)	323
mittlerer Tidehub Elbe (m)		mittlerer Tidehub Weser (m)	
<i>Cuxhaven</i>	3,0	<i>Bremerhaven Doppelschleuse</i>	3,7
<i>Glückstadt</i>	2,8	<i>Brake</i>	3,8
<i>Hamburg - St. Pauli</i>	3,5	<i>Bremen-Oslebshausen</i>	4,0
<i>Geesthacht</i>	2,4	<i>Bremen-Weserwehr</i>	4,1
Ems			
Einzugsgebiet bis Tidewehr (km <sup>2</sup> )	13.000		
Länge inneres Ästuar (km)	50		
mittleres Oberwasser (m <sup>3</sup> /sec)	125		
mittlerer Tidehub Ems (m)			
<i>Emden</i>	3,2		
<i>Pogum</i>	3,2		
<i>Papenburg</i>	3,1		
<i>Wehr Herbrum</i>	2,8		

Die Ästuar unterscheiden sich nicht nur durch ihre Größe und ihrem Oberwasserzufluss, sondern auch durch die Höhe und den longitudinalen Gradienten des Tidehubs (Tab. 4). Im unverbauten Ästuar

nimmt dieser als Folge der Energiedissipation der einlaufenden Tidewelle stromauf in Abhängigkeit von der Morphologie ab.

In der Elbe erhöht er sich dagegen von 3,0 m in Cuxhaven auf 3,5 m in Hamburg/St. Pauli. Erst stromauf des Stromspaltungsgebietes Hamburg und damit auch außerhalb des für Seeschiffe ausgebauten Abschnitts sinkt der Tidehub bis auf 2,4 m am Tidewehr Geesthacht. In der Weser steigt der schon hohe Tidehub in Bremerhaven (3,7 m) auf 4,1 m am Weserwehr Hemelingen in Bremen, dem höchsten Tidehub an der deutschen Nordseeküste. An der Ems bleibt der Tidehub von Emden bis Papenburg, also im für Seeschiffe ausgebauten Abschnitt, etwa gleich (3,2 bzw. 3,1 m) und sinkt erst stromauf auf 2,8 m am Tidewehr Herbrum (Schuchardt 1995).

In den drei Ästuaren ist der Tidehub also deutlich angestiegen. Dies ist am stärksten in der Unterweser der Fall: hier hat sich der Tidehub in den letzten 110 Jahren in Bremen um den Faktor 20 erhöht. In der Ems ist der Tidehub in Papenburg in den letzten hundert Jahren etwa um den Faktor 2,2 gestiegen. In der Elbe ist der Tidehub von 1,9 auf 3,5 m in Hamburg/St. Pauli angestiegen, also um den Faktor 1,8 und damit etwas weniger stark als in der Ems. In der Jade beträgt der Tidehub am Pegel Voslapp 3,42 m. In allen vier Ästuaren ist es über die letzten 100 Jahre also zu deutlichen Veränderungen des Tidegeschehens gekommen (Schuchardt 1995).

### **Sedimente**

Die Sedimentzusammensetzung in den Ästuaren von Eider, Elbe, Weser und Ems spiegelt primär ihre Hydrodynamik und Verformung wider. In den Ästuaren von Weser und Elbe dominieren Sande unterschiedlicher Korngröße. Die Ems wird heute aufgrund ihrer besonderen Situation (ausbaubedingtes tidal-pumping, Stromauftransport von Schwebstoffen überwiegt) durch eher schlickige Sedimente bzw. durch sogenannten ‚fluid mud‘ charakterisiert. Diese starke Beeinträchtigung setzt sich bis in den Unterlauf der Leda fort.

### **Wasserqualität**

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

### **Wattflächen**

Das Eulitoral ist ein charakteristischer ästuariner Lebensraum, der je nach Lage im Ästuar als Süßwasser-, Brackwasser- oder Küstenwatt ausgeprägt sein kann. Es ist relativ artenarm, erreicht aber eine hohe Produktivität. Obwohl durch die ausbaubedingte Zunahme des Tidehubs, die zu 60-90% durch das Absinken des Tideniedrigwassers entsteht, zusätzliche eulitorale Flächen entstehen (vor allem zu

Lasten der Flachwasserzonen), sind in der Vergangenheit in den Tideästuaren zahlreiche Wattgebiete verloren gegangen. Grund sind Baumaßnahmen wie Uferbefestigung, Zuschüttung von Alt- und Nebenarmen, Vorspülungen u.a.. Insgesamt ist die Reduzierung aber deutlich geringer als für Flachwasserzonen, da eulitorale Flächen durch den Absink des MTnw auch neu entstanden sind.

## 3.2 Charakteristik und Stressoren der tideoffenen Marschengewässer

### Charakteristik

Die tideoffenen Marschengewässer (Begriffsbestimmung s. 2.2.1) sind insgesamt durch geringes Gefälle von  $<0,1\text{‰}$  gekennzeichnet und das Strömungsgeschehen in Abhängigkeit der Tide als bidirektional zu bezeichnen, d.h. kennzeichnend ist der tidebedingte Wechsel der Fließrichtung. Die Sohlsubstrate sind v.a. in den unteren Abschnitten überwiegend feinsedimentreich, in den oberen Abschnitten können aber auch sandige bzw. lokal begrenzt auch feinkiesige Sedimente vorhanden sein.

Die aquatische Wirbellosenfauna wird durch die o.g. spezifischen hydromorphologischen Rahmenbedingungen, insbesondere durch Tideeinfluss und regional auch den Salzgehalt, geprägt. Entlang dieser Gradienten sind in den tideoffenen Marschengewässern sowohl Süßwassergemeinschaften, aber auch Brackwassergemeinschaften anzutreffen. Dabei dominieren i.d.R. Arten der Taxagruppen Crustacea, Oligochaeta, Mollusken oder Diptera. In den oberen Abschnitten gehören z.T. aber auch typische Fließgewässerorganismen wie Eintags- oder Köcherfliegen zum Fauneninventar (s.u. Makrozoobenthos).

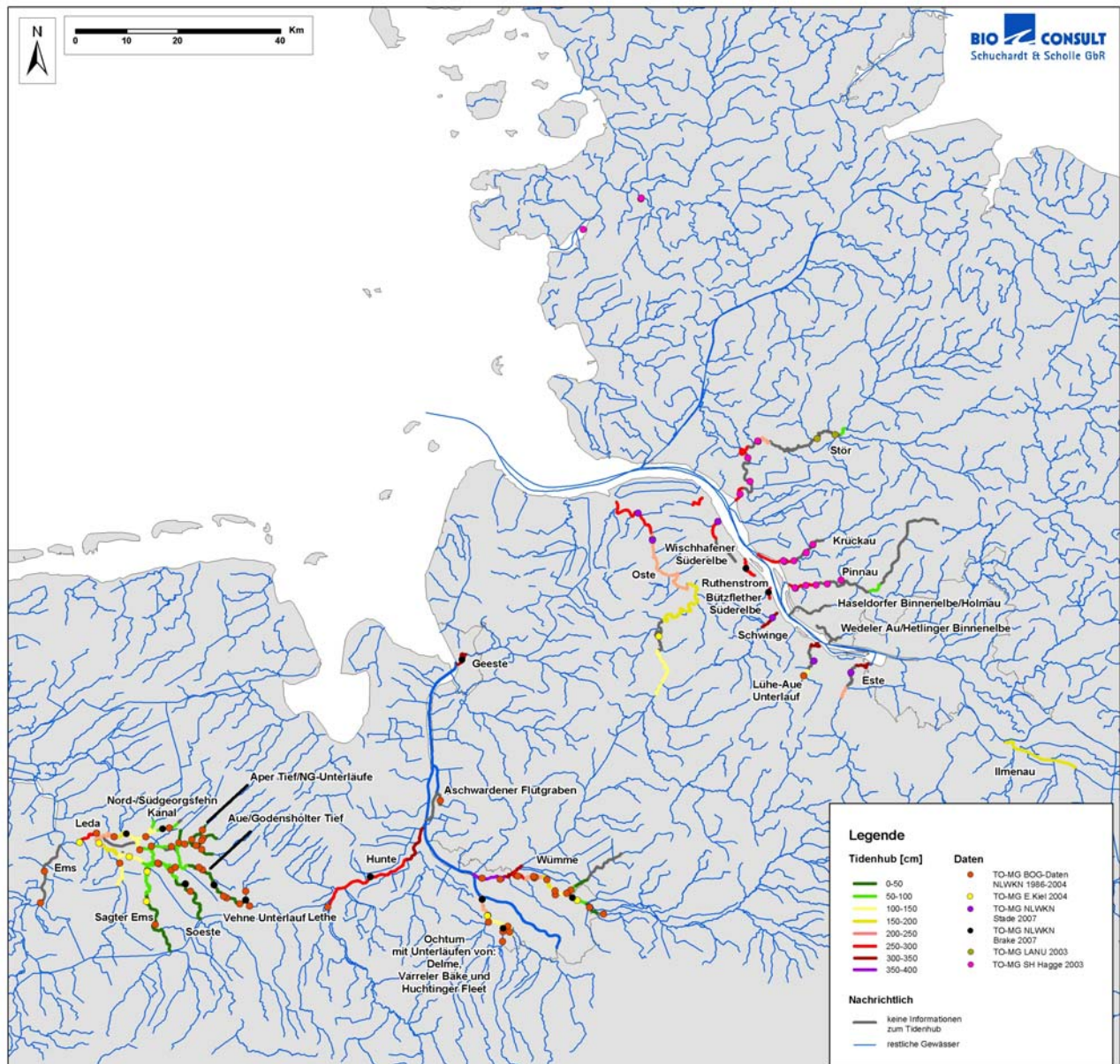
### Stressoren

Degenerationserscheinungen sind nicht nur an den Hauptgewässern wie der Ästuare von Elbe, Weser und Ems sondern auch an Nebenflüssen deutlich sichtbar. Ein Beispiel für die gleichsinnige Zerstörung der Strukturvielfalt von Haupt- und Nebenflüssen zeigt Abb. 3 (s.o.). Der Unterlauf der Ochtum, die bei Bremen in die Unterweser mündet, wurde vor allem als Folge der Weserausbauten (vgl. Schirmer 1996) und des Hochwasserschutzes morphologisch stark überformt. Der ehemals reich strukturierte Zusammenflussbereich bzw. der Ochtumunterlauf weicht heute erheblich von seinem historischen Erscheinungsbild ab (bezogen auf 1805) und ist als naturfern zu charakterisieren.

Es sind insgesamt verschiedene Faktoren, die die Qualität der ökologischen Funktionen von Nebenflüssen beeinträchtigt haben. In diesem Zusammenhang sind folgende Aspekte besonders hervorzuheben:

- Erhöhung des Tidehubs in den tideoffenen Gewässersystemen v.a. der im Bereich der inneren Ästuare. Abb. 4 zeigt den gegenwärtigen Tidehub in den tideoffenen Marschengewässern. Mit Ausnahme des Emseinzugsgebietes, wo einige obere tideoffene Marschengewässerabschnitte durch moderaten Tidehub gekennzeichnet sind, ist der Tidehub in den übrigen mit wenigen Ausnahmen (z.B. Geeste natürlicherweise hoher Tidehub) ebenso wie der Tidehub in den Ästuaren deutlich erhöht. Dies führte je nach Ausmaß des Tidehubs zu wesentlichen strukturellen Veränderungen. So ist z.B. eine Besiedlung durch submerse Makrophyten als bedeutsames Habitat für benthische Wirbellose stark eingeschränkt bzw. in Bereichen mit sehr hohem Tidehub unmöglich. Die ehemals struktureichen Uferbereiche sind heute in ihrer Funktion als Lebensraum für das Makrozoobenthos ebenfalls stark verändert.





**Abb. 4:** Höhe des Tidehub in den tideoffenen Marschengewässern des Typ 22.1 und Typ 22.2 in Niedersachsen (Daten aus Schleswig-Holstein lagen noch nicht vor), differenziert in Tidehubklassen nach NLWKN (Aurich, Brake, Stade). Dunkelgrün 0 – 0,5 m; hellgrün 0,5 – 1 m; hellgelb 1 – 1,5 m; gelb 1,5 – 2 m; orange 2 – 2,5; rot 2,5 – 3 m; dunkelrot 3 – 3,5 m; lila >3,5 m.

- Drastische Reduzierung der ursprünglichen Gewässernetzlänge durch Gewässerausbaumaßnahmen für Nutzungen wie Siedlungen und Landwirtschaft sowie dem Hochwasserschutz. Durch die Laufverkürzungen und Eintiefungen erfolgte eine Monotonisierung der ehemals hohen Habitatvielfalt und eine Änderung der typischen Strömungsdynamik. Zusammen mit dem o.g. Faktor (anthropogen erhöhter Tidehub) sind neben den Larven verschiedener Insektenarten z.B. der Eintagsfliegen, Steinfliegen und Köcherfliegen vor allem Großmuscheln wie Fluss- oder Teichmuscheln betroffen (Buddensiek et al. 1993).



- Gewässerunterhaltungsmaßnahmen führten zu einer sehr deutlichen Beeinträchtigung insbesondere der bodenlebenden Wirbellosen (v.a. Muscheln) durch die weitgehende Zerstörung des Lebensraumes. Die Aufwirbelung von Sedimenten während der Unterhaltungsmaßnahmen führt zu einer verstärkten Wassertrübung und zu einer zeitweiligen Erhöhung der Sauerstoffzehrung, dabei können auch weiter stromab liegende Gewässerbereiche betroffen werden.
- Neben den o.g. Faktoren kann die Wasserqualität als Belastungsfaktor direkt oder indirekt auf die Biozönose des Nebenflusses einwirken (Schuchardt 1994). Schadstoffstöße, z.B. nach Unfällen, können zu einer unmittelbaren Auslöschung von Arten führen, während eine langfristige Beeinträchtigung z.B. durch Nährstoffbelastung zu einer schleichenden Veränderung der Zoozönose führt, entweder direkt etwa durch O<sub>2</sub>-Mangelsituationen oder indirekt durch Veränderung der Qualität und Quantität der Unterwasservegetation.

Diese in unterschiedlicher Kombination wirkenden Belastungsfaktoren führen in tidebeeinflussten Nebenflüssen aller EZG zu sehr verschiedenen Degenerationsintensitäten aber im allgemeinen zu einer insgesamt starken Beeinträchtigung (vgl. folgendes Kap. 3.2.1 Exkurs Leda-Jümme). Zucchi (1993) bilanziert den Anteil natürlicher bzw. naturnaher Flüsse bezogen auf den Bereich der alten Bundesrepublik auf lediglich 10%.

### 3.2.1 Exkurs: Status tideoffene Marschengewässer im Einzugsgebiet der Ems (Quelle *H.W. Linders, Ecoplan*)

#### Leda-Jümme-Gebiet

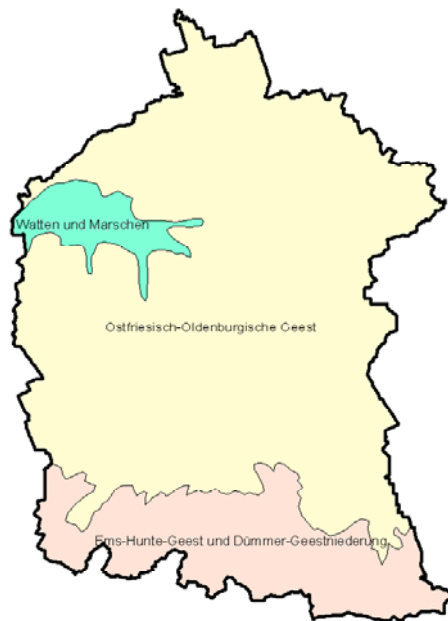
Das Leda-Jümme-Gebiet weist einen ausgeprägten Höhengradienten zwischen ca. 0 m NN im Bereich der Niederung bis über 40 m NN im Gebiet von Cloppenburg auf. Die Flächenanteile auf Ebene der TK 25 sind Tab. 1 zu entnehmen.

Tab. 5: Höhengschichtung des Leda-Jümme-Gebiets

Höhenschicht	Flächenanteil	Legende	
< m NN	%		
1,25	6	dunkelgrau	
5,00	18	Hellgrau	
10,00	31	Dunkelgrün	
15,00	19	Grün	
20,00	6	Hellgrün	
30,00	7	Gelbgrün	
40,00	9	Gelbgrün	
50,00	4	gelb	

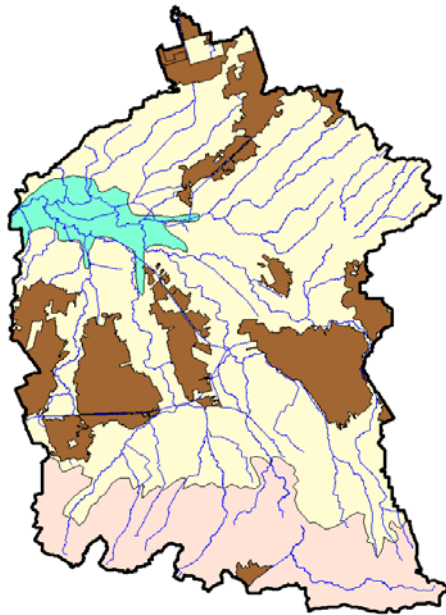
Die naturräumliche Gliederung des Leda-Jümme-Gebiets stellt sich nach Geosum-Daten wie folgt dar (Abb. 5):

- Watten und Marschen ca. 5 %
- Oldenburgisch-Ostfriesische Geest ca. 76 %
- Ems-Hunte-Geest und Dümmer Geestniederung ca. 19 %



**Abb. 5:** Naturräume im Leda-Jümme-Gebiet

Die tidebeeinflussten Niederungsbereiche sind ein prägender Teil des Einzugsgebiets im Leda-Jümme Systems. Es handelt sich allerdings nur um einen insgesamt geringeren Flächenanteil. Das Gebiet ist insgesamt wesentlich stärker durch Geestflächen und die darin eingebetteten Hochmoor bzw. Torflagerstätten bestimmt (Abb. 6).



**Abb. 6:** Hochmoorflächen im Leda-Jümme-Gebiet

### *Wasserbauliche Maßnahmen*

Die planmäßige Umgestaltung der Leda-Jümme Niederung ist als historischer Prozess zu betrachten, der bereits im 19. Jahrhundert begann und aktuell durch regelmäßige Ufersicherungsmaßnahmen, den Bau von Poldern und weitere Maßnahmen fortgesetzt wird. Aufgrund der Höhenstruktur des Gebiets ergab sich in der Niederung von Leda und Jümme ein hoher Problemdruck durch das kulturbedingt aus den Obergebieten abgeleitete Wasser, dem immer wieder zu begegnen war. Die heutige unbefriedigende ökologische Situation der Gewässer ist das zwangsläufige Resultat dieses Prozesses. Wichtige Einzelmaßnahmen sind in Tab. 6 stichpunkthaft zusammengefasst.

**Tab. 6:** Wasserbauliche Maßnahmen im Leda-Jümme-Gebiet

Nr.	Maßnahme	Beispiele/ Örtlichkeit	Veranlassung	Ökologische Wirkung
1.	Kanalbau	Nord-/Südgeorgsfehn, Augustfehn, Hauptfehnkanal, Elisabethfehn u.a.	Moorkultivierung, Entwässerung, Transport	Entwässerung, Wasserchemismus
2.	Verlängerung natürlicher Geestgewässer in die Hochmoore	Ammerländer Bäken, Burlage-Langholter Tief, Holtlander Ehetief u.a.	Entwässerung, Torfabau	Säurebelastung durch Moorwasser, später zusätzliche Nährstoffeinträge, unnatürliche Abflussspitzen
3.	Begradigung natürlicher Geestgewässer	Fast alle Wasserkörper mehr oder weniger umfassend	Oberwasserabführung (siehe Nr. 2)	Habitatverluste, Entwässerung der Niederungen, Veränderung der Abflußverteilung, Fließgeschwindigkeit, Erosion, Verbau, Querbauwerke
4.	Begradigung von Leda und Jümme	v.a. oberhalb von Potshausen bzw. Stickhausen	Oberwasserabführung	Fließgeschwindigkeit, Erhöhung der Tidekurve
5.	Deichbau	v.a. oberhalb von Potshausen bzw. Stickhausen	Hochwasserschutz	Verringerung der Überschwemmungsflächen, Nutzungsintensivierung, flußnahe Deiche verhindern Gewässerdynamik, Notwendigkeit massiver Ufersicherung
6.	Leda-Sperwerk	Leer	Hochwasserschutz	seit 1954 keine winterlichen Überschwemmungen mehr, tiefgreifender Landschaftswandel, großflächiger Verlust von Feuchtwiesen und Vogellebensräumen,

Nr.	Maßnahme	Beispiele/ Örtlichkeit	Veranlassung	Ökologische Wirkung
				Intensivierung der Landnutzung, Gewässereutrophierung
7.	Flumeuordnung	Gesamte Niederung und angrenzende Geesttäler	Nutzungsintensivierung	Verlust des historischen Gewässernetzes, Bau tiefer Vorfluter, maschinelle Unterhaltung
8.	Ausbau der Entwässerung	Bau von Schöpfwerken	Entwässerung, Landwirtschaft	Absenkung des Grundwassers auf Dräntiefe, Verockerung, Nährstoffeinträge durch Niedermooresackung
9.	Emsausbau	Indirekte Wirkung in das Leda-Jümme-Gebiet hinein	Schiffbau	Erhöhung des Tidenhubs, Ausweitung der Trübungszone, stärkere Sedimentation

Insgesamt ist der Gebietswasserhaushalt in qualitativer und quantitativer Hinsicht insbesondere seit den 1950er Jahren tiefgreifend umgestaltet worden. Infolgedessen sind auch die Oberflächengewässer durch Ausbau, Wasserstände, Fließgeschwindigkeit und Wasserqualität (Nährstoffe, Verockerung, Sandtrieb) so umfassend verändert worden, dass sich auch für das Makrozoobenthos deutlich von einem anthropogen unbeeinflussten Zustand abweichende Habitatbedingungen ergeben haben.

Im Rahmen dieser beispielhaften Darstellung ist es nicht möglich, die o.a. Maßnahmen mit einer hohen Detailschärfe differenziert darzustellen. Zur Illustration sollen jedoch einzelne Aspekte etwas näher erläutert werden.

### *Moorentwässerung*

Da die Leda-Jümme-Niederung von zahlreichen Hochmooren umgeben ist bzw. war, wurden nicht nur die neu gegrabenen Kanäle, sondern auch nahezu alle natürlichen Gewässer zur Ableitung des Niederschlagswassers bei der Trockenlegung der Moore genutzt. Die meist am Moorrand oder in feuchten Wäldern entspringenden Geestgewässer wurden bis in das Moor hinein verlängert und an das Entwässerungssystem angeschlossen. Diese über einen langen Zeitraum vorherrschende Vorflutsituation führte mit hoher Wahrscheinlichkeit in den innerhalb der Geest verlaufenden Abschnitten wie z.B. der Großen Süderbäke zu einer starken Prägung durch das Moorwasser. Durch die Huminstoff- und Säurefracht ist auch in den Geestbereichen eine Veränderung eingetreten, die zu einer entsprechend angepassten Fauna geführt haben.

Zudem haben unnatürlich hohe Abflussspitzen sowohl morphologische Anpassungen als auch konkrete Ausbaumaßnahmen nach sich gezogen. Auch aktuell ist z.B. die Wasserführung der Großen Süderbäke im Oberlauf durch starke Abflüsse im Winter und das Trockenfallen weiter Strecken während des Sommers gekennzeichnet. Ähnliche Wasserstandsverhältnisse können an weiteren Gewässern des Gebiets dokumentiert werden (Burlage-Langholter Tief, Holtlander Ehe u.a.).

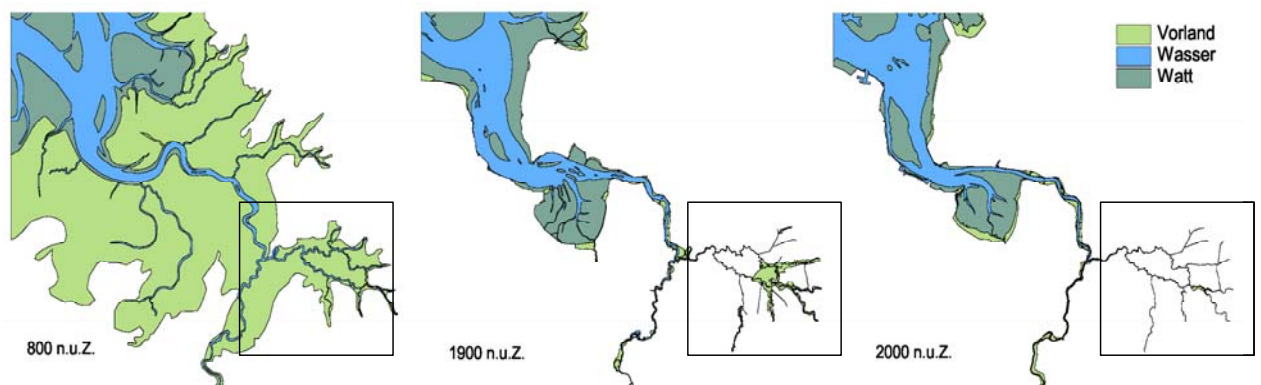
Ergänzend ist auf die mit der Moorkultivierung verbundene Verockerungsproblematik zu verweisen, die sich an den Gewässern durchaus unterschiedlich darstellt und für die Wassergüte streckenweise gravierende Folgen hat. Das Burlage-Langholter Tief, auch „Rote Riede“ genannt, wird im Mittellauf durch seitlich eindringende Eisenfrachten (Abb. 7) und regelmäßig sommerliche Sauerstoffminima beeinflusst.



**Abb. 7:** Verockerung am Burlage-Langholter Tief (04.04.2007), Foto: Linders, Ecoplan.

### *Deichbau und Verlust der Vorländer*

Gerade weil Leda und Jümme zu den letzten tidebeeinflussten Marschengewässern gehören, ist die Tatsache hervorzuheben, dass sie ein spärliches Relikt des früher ausgedehnten Emsästuars darstellen.



**Abb. 8:** Eindeichung des Emsästuars seit 800, eingerahmt EZG Leda-Jümme. Quelle: Linders, Ecoplan.

Abb. 8 zeigt die anthropogen bedingte Veränderung fokussiert auf das Leda-Jümme-EZG. Mit der Eindeichung der Gewässer des Leda-Jümme-Systems, die sich u.a. in einem nahezu kompletten Wegfall natürlicher Überschwemmungsflächen ausdrückt, hat sich auch der gewässerstrukturelle Charakter der aus der Geest zufließenden Gewässer deutlich gewandelt. Um einen schnelleren Wasserabfluss aus dem oberen Einzugsgebiet zu ermöglichen, wurden Leda und Jümme insbesondere in den 1950er und 60er Jahren an mehreren Stellen begradigt, wobei insbesondere die Oberläufe betroffen waren. Neben den Begradigungen sind offenbar auch Ausbaggerungen erfolgt. Mündlich wurde dem Unterzeichner mitgeteilt, dass Sandbänke an besonders flachen Stellen der Jümme vollständig entfernt worden sind. Auch die zahlreichen Gewässer, die in Leda und Jümme münden, sind überwiegend stark begradigt worden. Selbst Gewässer, die noch über mäandrierende Abschnitte verfügen und stellenweise einen naturnahen Eindruck machen sind mehr oder weniger stark umgestaltet worden. So ist das Burlage-

Langholter Tief ist zwischen 1842 und 2000 um ca. 7 km bzw.  $\frac{1}{4}$  der früheren Gesamtlänge verkürzt worden. Gleichzeitig ist das gesamte Einzugsgebiet mit einem Netz leistungsfähiger Gräben versehen worden.

### **Schlussfolgerung**

Letztlich wäre für die valide Klärung der Frage, ob sich z.B. das Emseinzugsgebiet aufgrund naturräumlicher Gegebenheiten natürlicherweise von den EZG der Weser und Elbe unterscheidet und damit die tideoffenen Marschengewässer im EZG der Ems eine zumindest partiell eigene Besiedlung aufweisen, die Untersuchung von Gewässerabschnitten erforderlich, in denen in der Vergangenheit keine oder nur unwesentliche wasserbauliche Umgestaltungen erfolgt sind. Nach den vorliegenden Kenntnissen existieren derartige Gewässerstrecken im Leda-Jümme-Gebiet nicht mehr. Selbst ‚naturnah erscheinende‘ Abschnitte sind aufgrund anderer Faktoren morphologisch oder chemisch so stark verändert worden, dass sie als Referenzgewässer kaum nutzbar sind.

Berücksichtigt man die naturräumliche Gliederung, mit einem hohen Anteil an Geestflächen auch im Leda-Jümme-Gebiet, gehen wir hier davon aus, dass ein mehr oder weniger ausgeprägter ‚Geesteinfluss‘ auch in den tideoffenen Gewässerabschnitten des EZG der Ems ähnlich wie in den EZG von Weser und Elbe gegeben sein müsste. Aufgrund der weitreichenden Veränderungen in den Geestgewässerabschnitten ist der Geesteinfluss auf die tideoffenen Marschengewässer im Ems-EZG sehr wahrscheinlich aber anthropogen bedingt überwiegend schwächer als in den anderen EZG. Dies wird bei der folgenden Interpretation der faunistischen Analysen berücksichtigt.



## 4. Übersicht Benthosbesiedlung des Gewässertyps 22.1/22.2 (tideoffenen Marschengewässer)

Im Rahmen der faunistischen Analysen waren spezifische Teilfragestellungen von Bedeutung. Im Fokus stand hier die Frage nach möglicherweise deutlichen naturräumlichen Besiedlungsunterschieden, die vor dem Hintergrund der Bewertung eine weitere (Subtypisierung) der tideoffenen Marschengewässer und damit u.U. spezifische Bewertungsansätze erfordern müssten. Ein Teil dieses Aspektes wurde bereits in Kap. 3 auf der Ebene der naturräumlichen Gegebenheiten diskutiert. Die Hypothese, dass sich Einflussfaktoren auf die Ausprägung der Benthosgemeinschaft wie u.a.

- regional spezifische Besiedlungsstrukturen (EZG)
- Tidehub
- Salinität (mesohalin)
- ‚Geestnähe‘ (auch korrespondierend mit der Höhe des Tidehubs)
- strukturelle Ausstattung (u.a. korrespondierend mit der Höhe des Tidehubs)

auf die Benthosgemeinschaft auswirken, wurde auf der Grundlage der vorliegenden Daten so weit möglich überprüft. Dabei wurden Datensätze z.T. auch zusammengefasst, um die Vergleichbarkeit der methodisch unterschiedlich generierten Daten zu verbessern.

### 4.1 Gesamtdatensatz

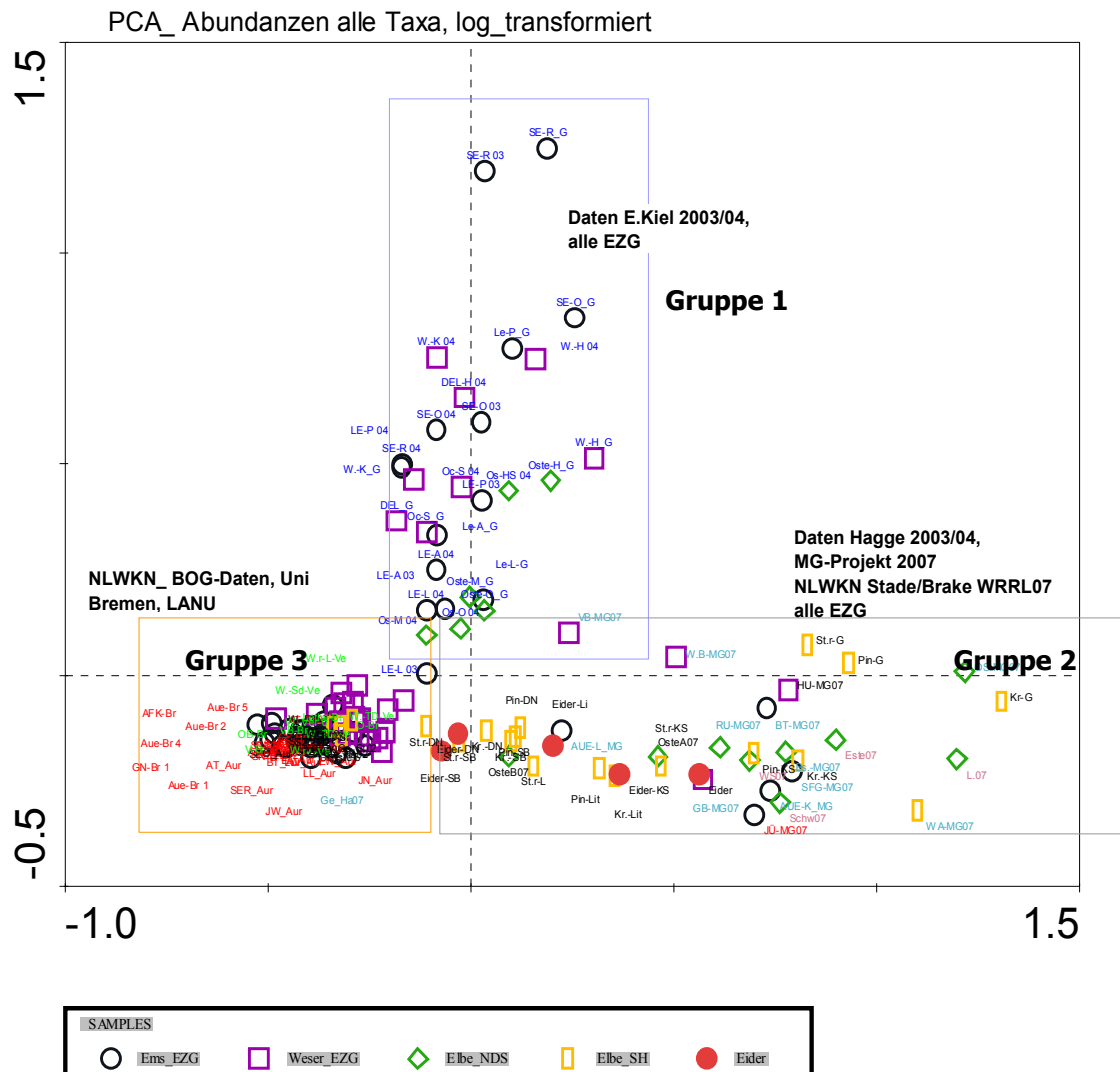
In einem ersten Schritt wurde es als sinnvoll erachtet, alle Daten in einen Gesamtdatensatz zusammenzuführen, um bereits auf dieser Ebene ggf. Hinweise auf Besiedlungsunterschiede zu ermitteln. Für ökologische Fragestellungen sind dabei Auswerteverfahren wie die hier angewendeten Ordinationsverfahren von Bedeutung, die im Freiland ermittelte Informationen strukturieren und damit Ergebnisse transparenter machen können (zur Methodik der Verfahren s. Kap. 2.3.3).

Das Ordinationsdiagramm der Hauptkomponentenanalyse (PCA) auf der Grundlage des gesamten Datensatzes ( $N_{\text{Datenreihen}} = 125$  – ohne Ems, Weser, Elbe, Abundanzen log-transformiert) zeigt bei einer ausgeprägten Variabilität der Besiedlungsdaten, eine erkennbare Anordnung von 3 Datengruppen. Zur besseren Übersicht sind in der Ordination nur die Messstellen dargestellt (die jeweiligen Einzugsgebiete zu denen die Messstellen sind durch gleiche Symbolvergabe erkennbar); auf die Darstellung der Arten wurde verzichtet. Die faunistischen Daten sind aber letztlich für die Anordnung der Messstellen verantwortlich. Je näher sich Messstellen zueinander ordnen, je höher ist deren Ähnlichkeit hinsichtlich ihrer Artengemeinschaften. Die analoge Darstellung auf Grundlage der Arten ist dem Anhang 3 (Alle Daten) zu entnehmen.

Die erste Datengruppe, die sich vom Ordinationsnullpunkt entlang der 2. Hauptachse aufspannt, umfasst Stationen aus dem Weser-, Elbe- und Ems-EZG; diese Stationen rekrutieren sich ausschließlich aus dem



Datensatz Kiel et al. (2004). Die mehr oder gestreute Positionierung der zugehörigen Stationen veranschaulicht aber auch eine ‚gruppeninterne‘ Besiedlungsheterogenität, wobei sich insbesondere die Ergebnisse für die Sagter Ems (SE-R\_G) von den übrigen unterscheiden (Abb. 9). Die Unterschiede zu den anderen Gruppen werden v.a. durch Diptera (v.a. Chironomidae) hervorgerufen, die innerhalb dieser der Gruppe 1 durch eine höhere Artenvielfalt gekennzeichnet sind. Möglicherweise ist dies ein methodisch bedingtes Ergebnis, da Kiel et al. 2004 alle Diptera i.d.R. bis auf Artebene angesprochen haben und möglicherweise daher die Artenvielfalt der Diptera im Vergleich zu anderen Untersuchungen sehr hoch war.



**Abb. 9:** Ordinationsdiagramm der Hauptkomponentenanalyse auf der Grundlage aller Benthosdaten aus tideoffenen Marschengewässern 1986 – 2007. Zusammenfassung PCA: Eigenvalues 1 & 2 Achse (Kumuliert) = 0.089, Erklärungswert Varianz der Taxa: 1 & 2 . Achse (kumuliert) = 28.1%.

Ein weitgehend analoges Ergebnis lässt sich auch für die Gruppe 2 erkennen, die sich entlang der 1. Hauptachse rechts der 2. Hauptachse weniger gut abgrenzen lässt. Auch in dieser Gruppe sind Gewässer aller EZG inklusive der Eider vertreten. Alle Stationen dieser Gruppe stammen v.a. aus dem Daten-

satz Hagge et al. 2004 bzw. aus den in 2007 AeTV-konform durchgeführten Untersuchungen (MG 2007, NLWKN Stade/Brake 2007). Gruppe 2 wird u.a. durch Oligochaeta-Taxa geprägt, die an den übrigen Messstellen nicht identifiziert wurden. Ähnlich wie bei Gruppe 1 ist auch hier u.U. der methodische Aspekt wesentlich. Die Untersuchungen waren u.a. auf die Weichbodenbesiedlung fokussiert, so dass besonders auf die Erfassung kleiner Oligochaeten Wert gelegt wurde (vgl. auch Kap. 5.1.1 – Bewertungsverfahren AeTV).

Die 3. Gruppe links von der 2. Hauptachse umfasst wie die anderen Gruppen ebenfalls Messstellen aus allen EZG. Jedoch anders als diese, zeichnet sich die 3. Gruppe durch eine weniger ausgeprägte ‚interne‘ Variabilität aus. Die zugehörigen Messstellen ordnen sich räumlich vergleichsweise nah zueinander (Abb. 9). Die Daten dieser Messstellen wurden v.a. im Rahmen der Gewässerüberwachung (BOG-Daten) generiert. Diptera und Oligochaeta spielen hier eine untergeordnete Rolle. Insektengruppen wie u.a. Eintagsfliegen oder Köcherfliegen stehen an diesen Messstellen im Vordergrund. Dies korrespondiert mit dem jeweiligen Untersuchungsansatz der den Daten dieser Gruppe zugrunde liegt. Diptera und Oligochaeta standen hier nicht im Fokus und wurden dementsprechend fangmethodisch und taxonomisch im Vergleich zu den o.g. Untersuchungen von Kiel et al. (2004), Hagge et al. (2004) oder ‚MG-Projekt 2007‘ (NLWKN 2007) weniger intensiv bearbeitet.

Die Ergebnisse dieser Analyse zeigen, dass auf der Grundlage aller Daten eine Identifikation der Bedeutung von Umweltparametern auf die benthischen Lebensgemeinschaften kaum möglich ist. Wie bereits oben angedeutet sind die Faktoren, durch die der Datensatz am ehesten strukturiert wird, v.a. methodisch bedingt. Folgende ausschließlich projektbezogene Parameter wie

- Untersuchungsziel
- Erfassungsmethodik (Multmethodsampling, Kescher)
- Taxonomie (Tiefenschärfe, Bearbeiter)

sind dabei offensichtlich so ‚dominant‘, dass andere mögliche Einflussfaktoren (Tidehub, gewässerstrukturelle Unterschiede, u.U. regionale Einflussfaktoren) offensichtlich maskiert werden. Insgesamt wird die Besiedlungsvarianz aufgrund der insgesamt hohen Variabilität durch die ersten beiden Hauptachsen mit lediglich 28,1% weniger gut erklärt (Abb. 9).

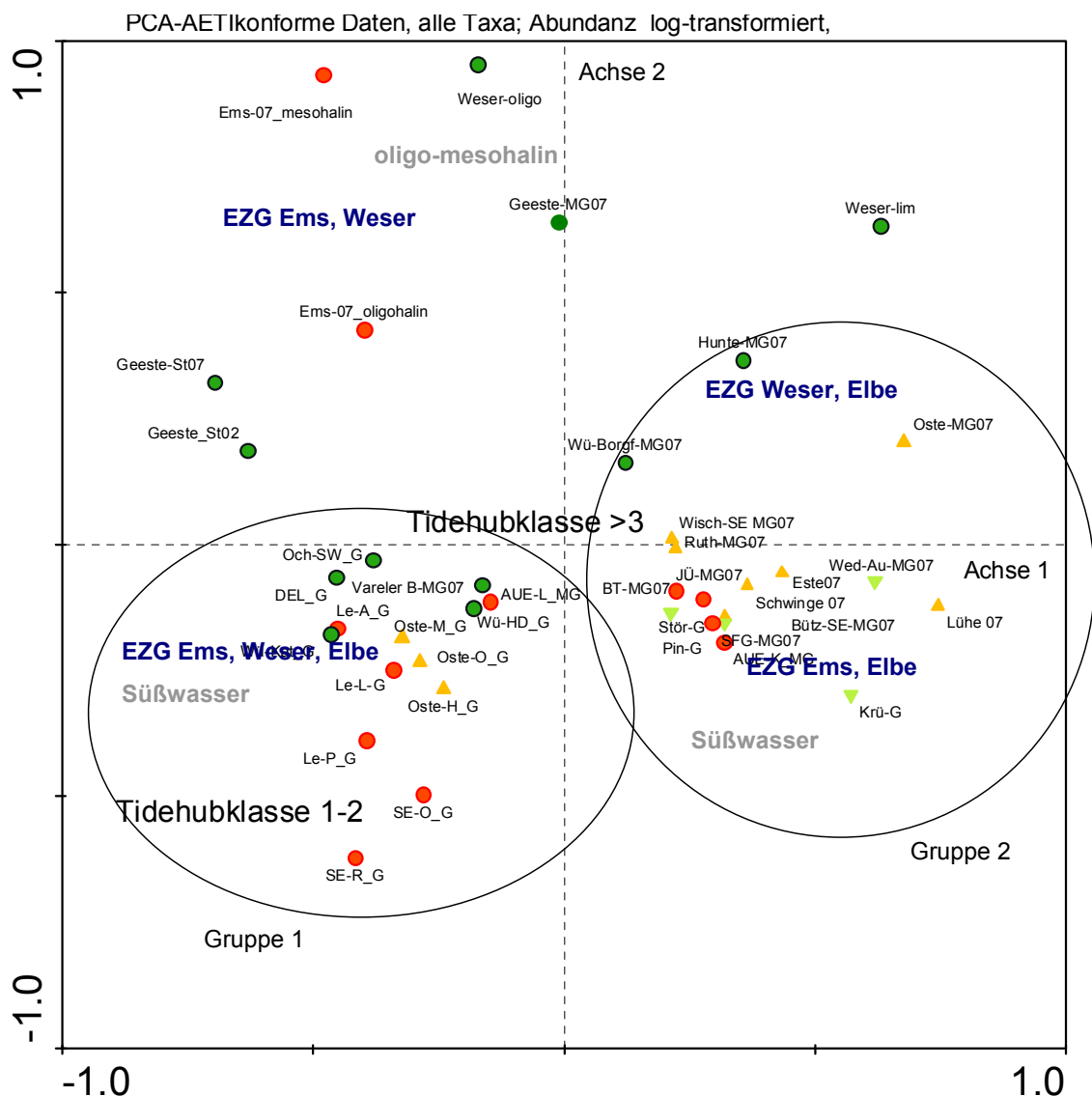
## 4.2 AeTV-konforme Daten

### Alle Taxa - PCA

Da aufgrund der großen Bedeutung der Faktoren Methodik/Bearbeiter etc. (s.o.) die Analyse auf der Basis aller Daten nicht zielführend war, wurde die Analysen auf der Grundlage methodisch vergleichbarer Datensätze wiederholt. Dies gilt z.B. für die AeTV-konformen Beprobungen, die sich hinsichtlich Beprobungsstrategie und taxonomischer Tiefenschärfe weitgehend ähneln. Zu diesen Daten sind die in 2007 durch NLWKN (Brake & Stade) durchgeführten Untersuchungen zu zählen sowie Teildatensätze aus Kiel et al. (2004), Hagge et al. (2004), Bioconsult (2007 - Geeste). Aus letzteren Untersuchungen wurden ausschließlich solche Daten verwendet, die mittels Greifer bzw. Stechrohr erhoben wurden, wobei aber anzumerken ist, dass Anzahl und Positionierung der Untersuchungsstationen nicht bei allen

Untersuchungen den AeTV-Vorgaben vollständig entspricht. Dennoch ist u.E. aber hinsichtlich des jeweils beprobten Habitats (ausschließlich Weichboden) sowie auch der taxonomischen Tiefenschärfe eine Vergleichbarkeit der Daten gegeben.

Insgesamt sind >10 Großtaxagruppen durch die AeTV-konformen Untersuchungen dokumentiert. Dip-tera sowie Oligochaeta mit 90 Taxa bzw. 69 Taxa waren mit einem Anteil von ca. 61 % an der Gesamt-taxazahl (260) die prägenden Organismengruppen. Crustacea und Polychaeta waren mit 26 bzw. 14 Taxa ebenfalls artenreicher vertreten. Dagegen wurden andere Insekta wie z.B. Eintagsfliegen (9), Köcherfliegen (7), Steinfliegen (1) in nur geringer Zahl erfasst.



**Abb. 10:** Ordinationsdiagramm (nur Messstellen) der Hauptkomponentenanalyse (PCA) auf der Grundlage von Benthosdaten aus tideoffenen Marschengewässern 2004 – 2007, ausschließlich AeTV-konforme Weichbodenproben ( $N_{\text{Datensätze}} = 38$  aus 26 Gewässern). Zusammenfassung PCA: Eigenvalues 1 & 2 Achse Eigenvalues 1 & 2 Achse = 0.162 bzw. 0.118, Erklärungswert Varianz der Taxa: 1 & 2 . Achse (kumuliert) = 28%. Rot: Messstellen im Ems-EZG; Grün, Kreis = Messstellen im Weser-EZG; Orange, hellgrün, Dreieck = Messstellen im Elbe-EZG (NDS bzw. SH)

Abb. 10 zeigt die Ordination der PCA auf der Grundlage der AeTV-konformen Weichbodenstandorte. Geplottet sind nur die Messstellen. Im Hinblick auf die Übersichtlichkeit der Ordination wurde auf die gemeinsame Darstellung von Messstellen und Arten verzichtet, letztere sind in einer eigenen Ordination veranschaulicht (Abb. 11).

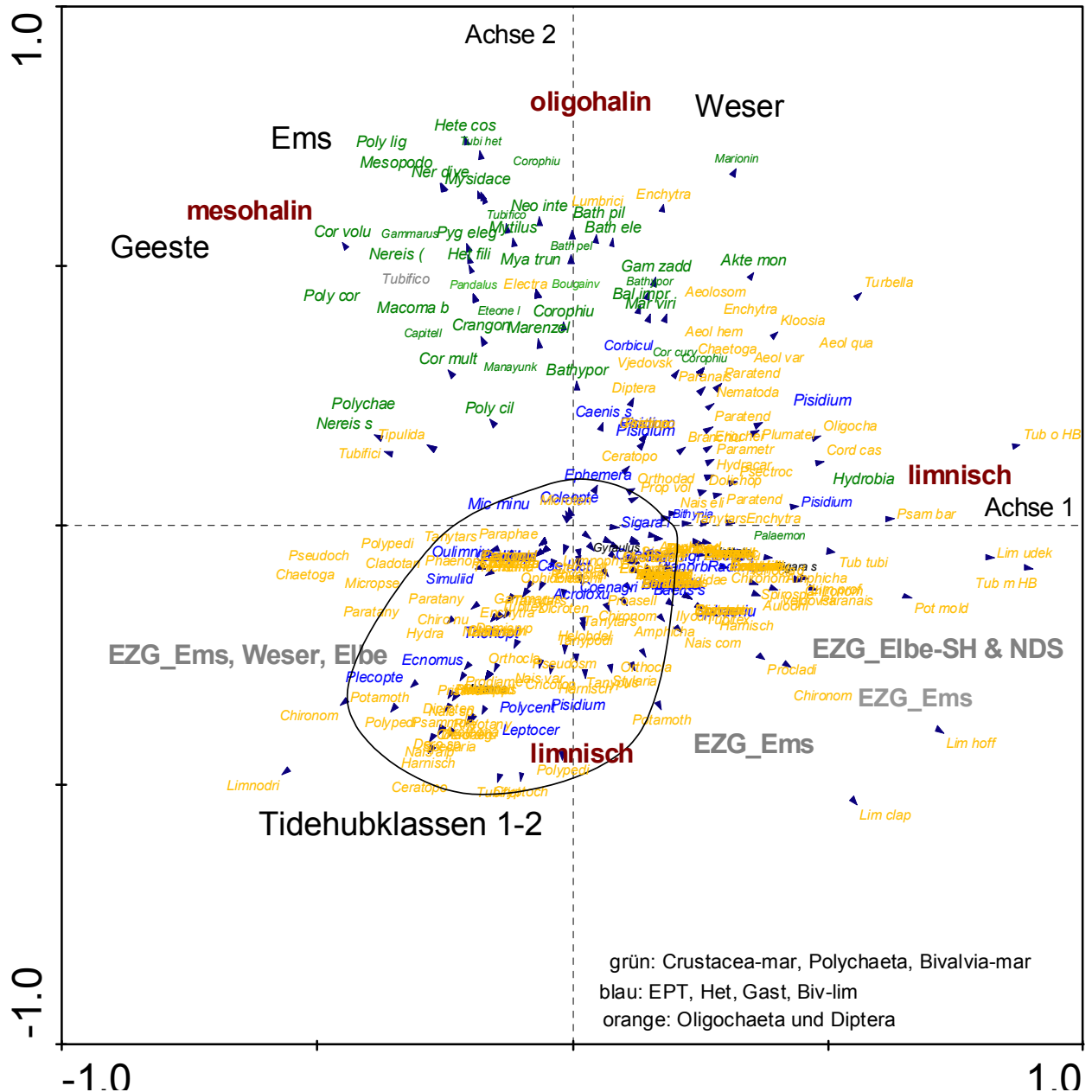
Folgende Ergebnisse lassen sich ableiten: Die Daten weisen eine hohe Streuung auf, dies deutet auf eine ausgeprägte räumliche und zeitliche Besiedlungsvariabilität der Weichbodengemeinschaften. Es sind aber dennoch Stationsgruppen erkennbar (Gruppe 1 & Gruppe 2), die sich gegeneinander mehr oder deutlich abgrenzen lassen. Faktoren wie unterschiedliche Salinität und/oder Ausmaß des Tidehubs können als strukturierende Parameter benannt werden. Deutlich ist die, nicht unerwartete, Trennung der Brackwasserabschnitte (repräsentiert Geeste, Ems, Weser – s. Abb. 10, Quadrant oben links in der Ordination) von den limnischen Gewässerabschnitten. Letztere bilden allerdings keine einheitliche Gruppe, sondern trennen sich nach Stationen mit geringerem (<1,5 m, Gruppe 1) sowie höherem Tidehub (> 1,5 m Gruppe 2). Beide Gruppen weisen aber eine deutliche interne Variabilität auf. Diese zeigt sich daran, dass sich z.B. limnische Stationen mit höherem Tidehub (Hunte, Oste MG07 sowie Weser km 17), aber auch Stationen mit geringerem Tidehub (Wümme-Borgfeld07) etwas abseits der jeweiligen Hauptgruppe positionieren (s. Abb. 10, Quadrant oben rechts).

Es wird zudem deutlich, dass der Faktor EZG als strukturierender Parameter eine weniger bedeutsame Rolle spielt. Eine EZG-gebietspezifische Zuordnung der Messstellen erfolgt nicht; die Gruppen 1 & 2 umfassen Gewässer aus allen EZG (Abb. 10).

Abb. 11 und Abb. 40 (Anhang 3) veranschaulichen welche Arten bzw. Artengruppen für die o.g. Befunde mit verantwortlich sind. Je weiter ein Artensymbol (Pfeil, Name) vom Nullpunkt der Ordination entfernt ist, so höher kann die Bedeutung der Art sein, die diese für die Strukturierung des Datensatz hat.

In der Ordination grün hervorgehoben sind marine bzw. euryhaline Taxa. Vorkommen solcher Arten beschränken sich erwartungsgemäß ausschließlich auf die oligo-mesohalinen Stationen der Geeste, Ems und Weser und haben an den übrigen Stationen keine Bedeutung (Abb. 11 oben links). Keine dieser Taxa ist einer limnischen Station räumlich nah zugeordnet. Arten wie u.a. die Polychaeten *Polydora ligERICA* oder *Nereis diversicolor* sowie verschiedene Muschelarten (z.B. *Macoma balthica*) oder Crustacea (*Mesopodopsis slabberi*, verschiedene Corophidae, Gammaridae) gehören zu den typischen Arten von Gewässern mit höherem Salzgehalt. Abb. 12 (unten rechts) veranschaulicht dies am Beispiel der Verbreitung des Schlickkrebsses *Corophium volutator*, der ausschließlich im Mesohalinikum (Geeste) erfasst wurde.

Arten, u.a. aus den Gruppen der Eintags- oder Köcherfliegen (in der Ordination blau dargestellt), zu denen z.B. die Köcherfliegen *Economus tenellus* oder *Polycentropus favomaculatus* gehören, waren in den AeTV-konformen Proben weniger umfangreich vertreten, dies gilt für die meisten anderen Insektentaxa oder auch den Wasserschnecken. Der Befund kann durch die Untersuchungsmethodik bedingt sein und daher die Aussagekraft der Analyse in Hinblick auf die genannten Taxagruppen einschränkt. Es deutet sich aber dennoch an, dass der Besiedlungsschwerpunkt dieser Gruppen v.a. in den Süßwasserabschnitten mit geringem Tidehub (Stationsgruppe 1, Abb. 10 bzw. Abb. 11: Tidehubklassen 1-2) lokalisiert ist. Ebenfalls blau gekennzeichnet sind die Süßwassertaxa der Bivalvia, die hier v.a. durch die Gattung *Pisidium* vertreten sind. Die muschelbezogenen Ergebnisse zeigen dabei keine Hinweise auf eine Abhängigkeit vom Tidehub. Erbsenmuscheln (*Pisidium* spp.) kommen an nahezu allen Süßwassermessstellen vor (Abb. 11, auch außerhalb der Stationsgruppe 1).



**Abb. 11:** Ordinationsdiagramm (nur Taxa) der Hauptkomponentenanalyse auf der Grundlage von Benthosdaten aus tideoffenen Marschengewässern 2004 – 2007, ausschließlich AeTV-konforme Weichbodenproben (N<sub>Datensätze</sub> = 38 aus 26 Gewässern). Zusammenfassung PCA: Eigenvalues 1 & 2 Achse Eigenvalues 1 & 2 Achse = 0.162 bzw. 0.118, Erklärungswert Varianz der Taxa: 1 & 2 . Achse (kumuliert) = 28%.

Wie einige Muscheln, treten auch Oligochaeta und Diptera (in der Ordination orange dargestellt) an allen limnischen Messstellen und z.T. an solchen mit mäßigem Salzgehalten auf. Die Anordnung der Artensymbole in der Analyse zeigt, dass ein besonderer Zusammenhang zwischen dem Faktor Tidehub und Vorkommen der Oligochaeta und Diptera nicht ersichtlich wird. Die zugehörigen Taxa besiedeln gleichermaßen sowohl Gewässerabschnitte mit höherem als auch mit geringerem Tidehub. Erkennbare artspezifische Besiedlungsschwerpunkte sind dabei sehr wahrscheinlich auf andere Rahmenbedingungen zurückzuführen.

Die Sedimentbeschaffenheit der Sohlsubstrate werden hier eine Rolle spielen. Generell ist anzunehmen, dass sich Gewässer mit höheren Sandanteilen (z.B. Barseler Tief, Wümme, Hunte, Vareler Bäke, Oste-Hof Schönau, Pinnau, Stör) von überwiegend Feinkorn geprägten Gewässerabschnitten (z.B. Jümme, Geeste, Wischhafener Süderelbe, Ruthenstrom) unterscheiden.

Allerdings liegen quantifizierbare Daten zur Sohlbeschaffenheit nicht und für alle Gewässer vor, so dass die Berücksichtigung diese Umweltvariable in den Ordinationen nicht direkt berücksichtigt werden konnte. Die Bedeutung des Faktors Sedimenttyp lässt sich aber beispielhaft anhand von Gewässern mit vorhandenen Sedimentdaten v.a. für verbreitete Weichbodenarten darstellen. So ist der Oligochaet *Propappus volki* v.a. an Standorten mit sandigen Sedimenten signifikant häufiger anzutreffen als an feinkorndominierten Standorten (Spearman Rank,  $p < 0.05$ , s. Tab. 7), wobei die Art (nahezu) ausschließlich in limnischen Gewässerabschnitten auftritt.

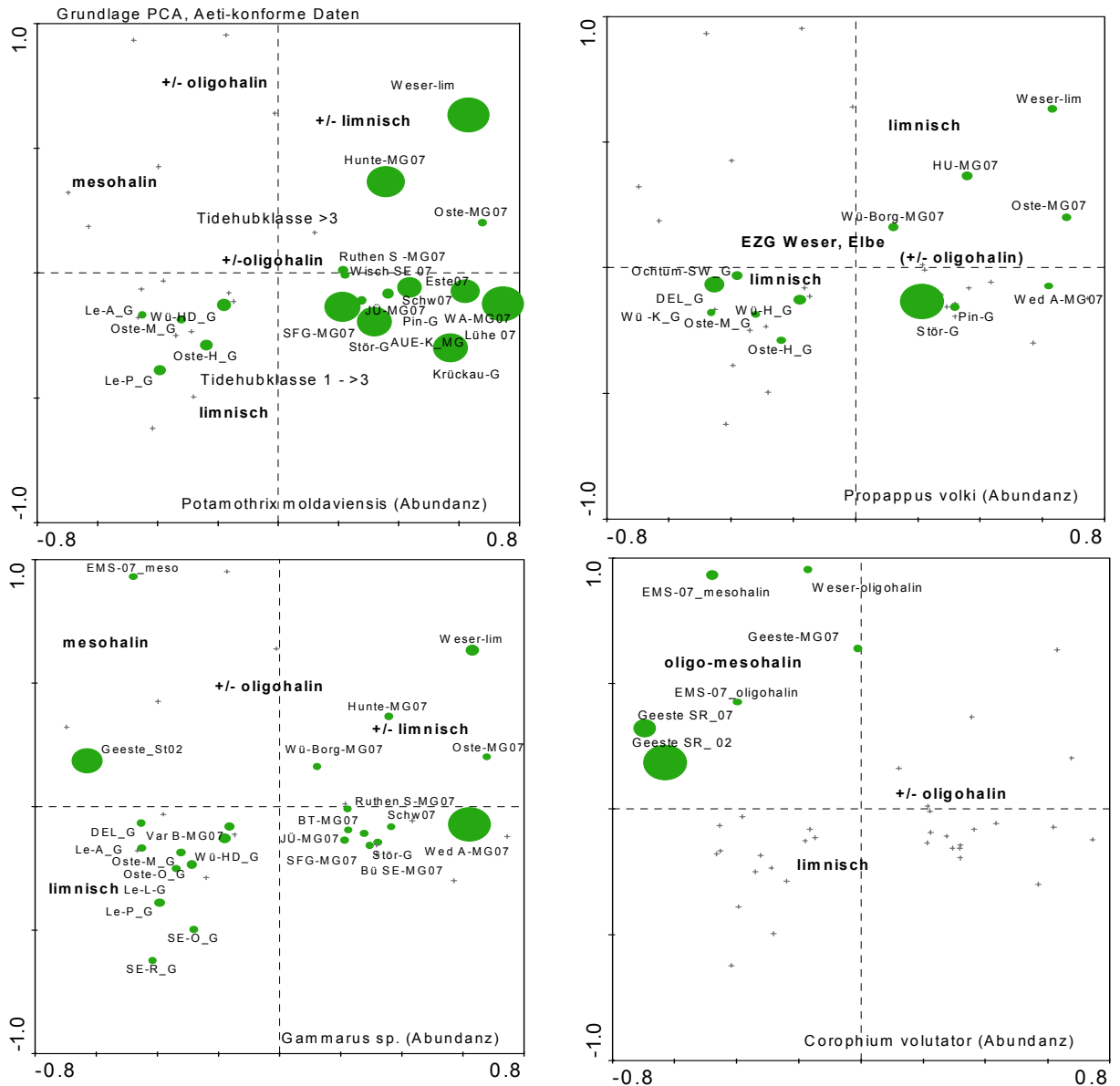
**Tab. 7:** Zusammenhang Sedimenttyp und Vorkommen von ausgewählten Benthosarten. Spearman Rank Korrelation, Datenbasis AeTV-konforme Weichbodenproben ( $N_{\text{Datensätze}} = 38$  aus 26 Gewässern). Rot: signifikant negative Korrelation, blau: signifikant positive Korrelation.

Sediment	Art	Chironomus plumosus	Propappus volki	Limnodrilus hoffmeisteri	Limnodrilus claparedeanus	Potamothenix moldaviensis	Ecnomus tenellus
	Taxongruppe	Diptera	Oligochaeta	Oligochaeta	Oligochaeta	Oligochaeta	Trichoptera
Mittelsand	Korrelationskoeffizient	-0,303	0,419	-0,633	-0,406	-0,134	0,286
	Gültige Fälle	33	33	33	33	33	33
	Einseitige Signifikanz	0,04332*	0,00766**	0,00004**	0,00954**	0,22	0,053*
FeinSand	Korrelationskoeffizient	-0,062	0,663	-0,458	-0,388	-0,066	0,003
	Gültige Fälle	33	33	33	33	33	33
	Einseitige Signifikanz	0,36	0,00001**	0,0037**	0,013*	0,36	0,49
Schlick	Korrelationskoeffizient	0,157	-0,640	0,561	0,430	-0,073	-0,019
	Gültige Fälle	33	33	33	33	33	33
	Einseitige Signifikanz	0,19	0,00003**	0,0003**	0,0063**	0,34	0,46

Letzteres wird auch durch das Verbreitungsbild der Art verdeutlicht: Vorkommensschwerpunkte von *P. volki* sind u.a. Stör und Delme (vgl. Abb. 12 oben rechts).

Andere Taxa wie z.B. die Oligochaeta der Gattung *Limnodrilus* oder die Zuckmücke (*Chironomus plumosus* agg.), welche zu den häufigsten Weichbodenarten gehören, haben eine Präferenz für Gewässerbereiche mit feinkörnigen Sedimenten (Spearman Rank,  $p < 0.05$ , s. Tab. 7). Für den ebenfalls häufigen *Potamothenix moldaviensis* lässt sich auf der zugrunde liegenden Datenbasis kein Zusammenhang zwischen Abundanz und Sediment verzeichnen (Spearman Rank,  $p > 0.1$ , s. Tab. 7). Ein solcher Befund wird auch durch das Verbreitungsbild verdeutlicht. Die Art wurde mit Ausnahme der Messstellen mit höherer Salinität nahezu an alle anderen Messstellen (unabhängig von deren gewässerstruktureller Charakteristik) erfasst (Abb. 12, oben links).





**Abb. 12:** Ordinationsdiagramm (Besiedlungsmuster ausgewählter Taxa) auf der Grundlage der Hauptkomponentenanalyse von Benthosdaten aus tideoffenen Marschengewässern 2004 – 2007, ausschließlich AeTV-konforme Weichbodenproben ( $N_{\text{Datensätze}} = 38$  aus 26 Gewässern). Zunehmende Kreisgröße = höhere Abundanz. Kreuz = kein Nachweis der Art.

**„Stetige Taxa“ - CCA**

Die Ergebnisse einer Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA), die die Arten-Abundanz mit verschiedenen Rahmenvariablen (EZG, Salinität, Tidehub) verschneidet, bestätigt die oben beschriebenen Befunde (Abb. 42, Anhang 3). Um den Einfluss sehr seltener Taxa, die das Analyseergebnis aufgrund ihrer Fangzufälligkeit undeutlicher werden lassen können, auszuschließen, wurde der Datensatz für die Berechnung der CCA auf sogenannte stetige Arten mit einer Nachweishäufigkeit von >10% (bezogen auf den AeTV-konformen Datensatz,  $N_{\text{Datensätze}} = 38$  aus 26 Gewässern) beschränkt. Diese Kriterien erfüllten von den insgesamt ca. 160 Taxa etwa 85 Taxa, wobei der weitaus größte Anteil (ca. 75%) durch Oligochaeta und Diptera ausgemacht wurde. Andere Insektenarten waren nicht vertreten. Vergleichsweise häufiger waren auch Crustacea unter den stetigen Taxa vertreten (12,9 %). Die Ergebnis-

se zeigen einen deutlichen Salinitätsgradienten, der sich z.T. überlagert mit einem Tidehubgradienten. Auf Gruppenebene oder z.T. auch auf Gattungsebene lassen sich allerdings für den Faktor Tidehub - wie bereits im Rahmen der PCA deutlich wurde - keine klaren Hinweise auf einen Zusammenhang zwischen Vorkommen von Oligochaeta und Diptera und Stärke des Tidehubs ableiten. Auf der Artebene kann dies aber nicht ganz ausgeschlossen werden. Aufgrund der z.T. geringen Häufigkeiten ist eine vertiefte Betrachtung nicht sinnvoll möglich.

### 4.3 BOG-konforme Daten

Neben dem Datenblock aus weitgehend AeTV-konform erhobenen Ergebnissen, kann ein anderer erheblicher Teil der Daten zu einen zweiten methodisch überwiegend konsistenten Datenpool für die Gemeinschaftsanalysen zusammengefasst werden. Hierbei handelt es um alle BOG-Daten des NLWKN, ergänzt um methodisch vergleichbare Daten aus Bioconsult 2009, Crueger 2002 sowie Daten von LLUR (LANU) aus 2003. Alle Untersuchungen wurden semiquantitativ mittels Kescherbeprobungen an den relevanten Habitaten einer Messstellen durchgeführt, wobei eine Weichbodenbeprobung jedoch nicht gezielt oder gar nicht erfolgte. Teildatensätze (Absammelmethodik, Driftnetze etc) aus Kiel et al. (2004) sowie Hagge et al. (2004), die sich nicht auf Weichbodenhabitate beziehen, sind ebenfalls berücksichtigt worden. Insgesamt umfasst der Datensatz Ergebnisse von 85 Untersuchungen aus 29 Gewässern. Ein deutlicher Unterschied zwischen den Datensätzen besteht aber in der Tatsache, dass die BOG-Daten in Abundanzklassen nach DIN 38410 transformiert wurden. Um diese mit tatsächlichen Individuenzahlen vergleichen zu können, wurden die Abundanzklassen ‚rücktransformiert‘. Als absolute Individuenzahl wurde dabei der Mittelwert der jeweiligen Schätzklasse definiert. Zu den Abundanzklassen siehe Tab. 8.

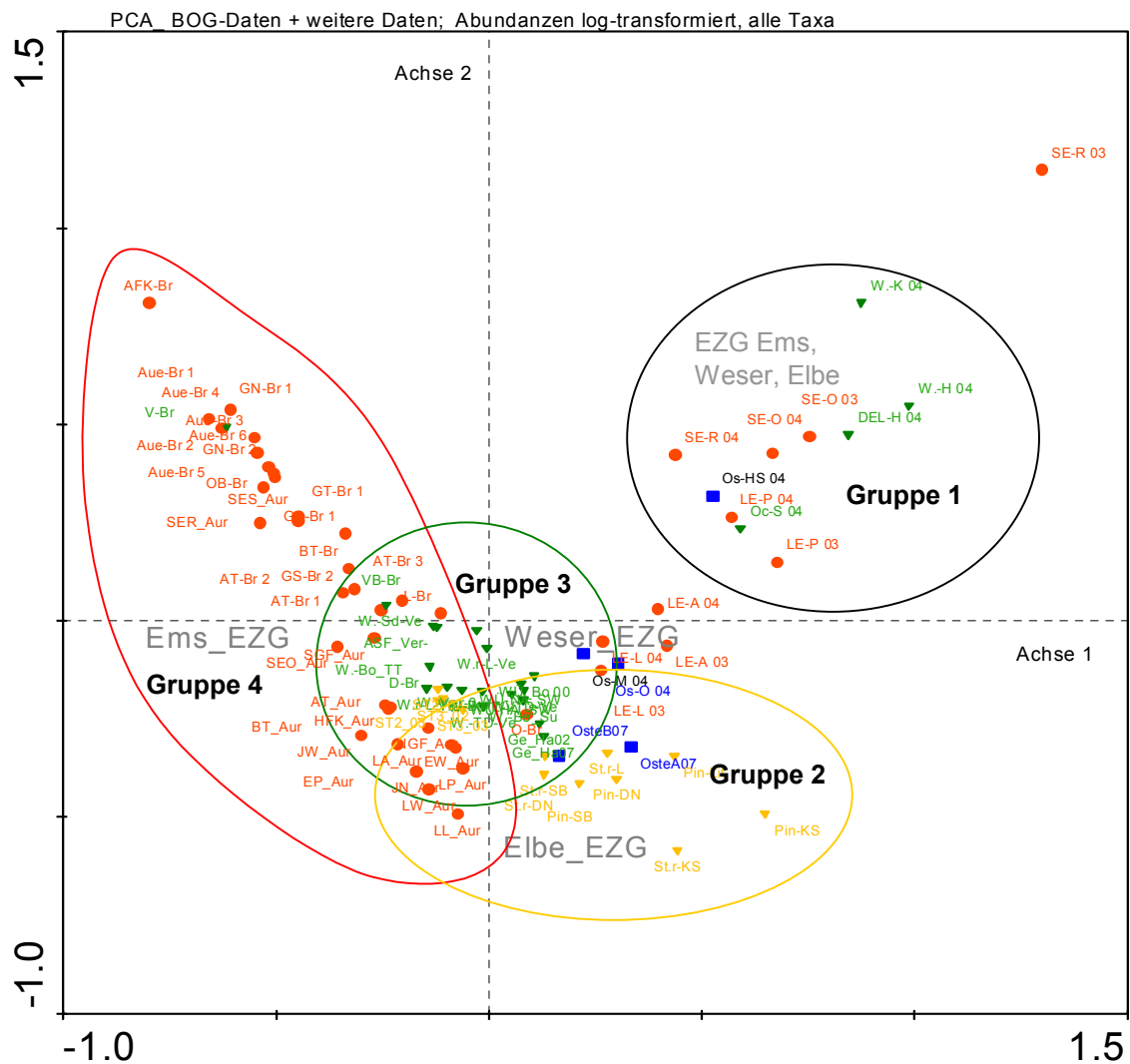
**Tab. 8:** Richtwerte für die Abundanz der einzelnen Benthostaxa (nach Din 38410 – Biologischer Index, aus Bohn et al. 2003)

**Richtwerte für die Abundanz der einzelnen Taxa des Benthos**

Abundanzklassen (Häufigkeitsstufen)	Abundanzziffer (A)	Makrobenthos Individuen/m <sup>2</sup>
Einzelfund	1	1 bis 2
wenig	2	3 bis 10
wenig bis mittel	3	11 bis 30
mittel	4	31 bis 100
mittel bis viel	5	101 bis 300
viel	6	301 bis 1 000
Massenvorkommen	7	> 1 000

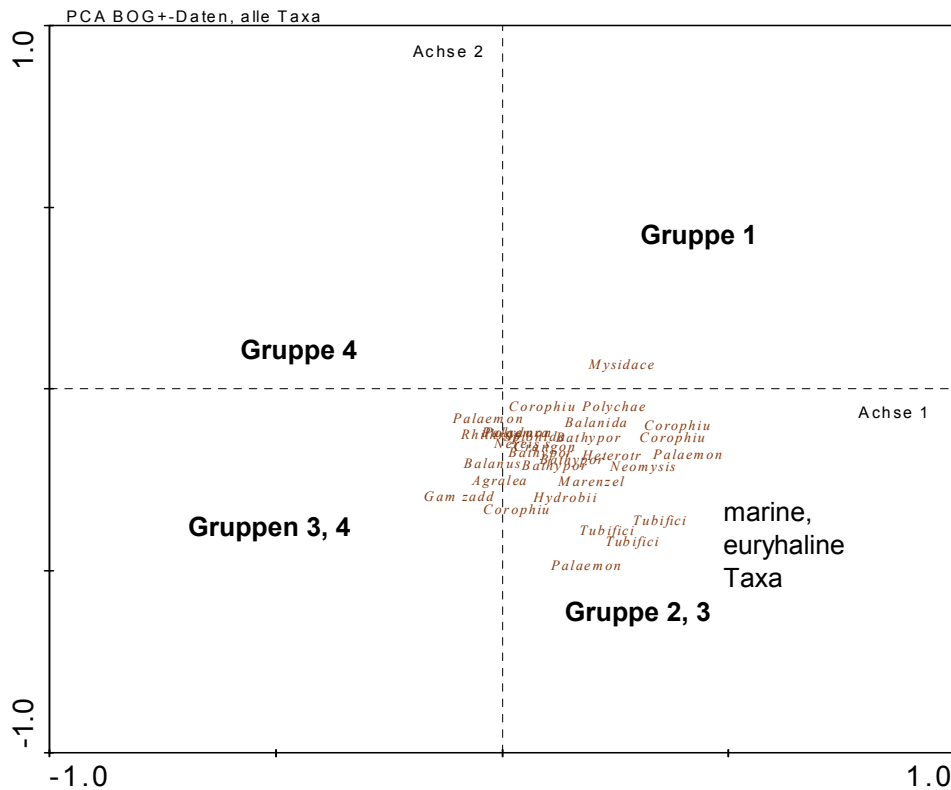
### Alle Taxa - PCA

Abb. 13 zeigt das Ordinationsdiagramm der Hauptkomponentenanalyse (PCA) auf der Basis der BOG-konformen Benthosdaten. Die Analyse wurde mit allen Taxa durchgeführt. Oberhalb der 1. Hauptachse grenzt sich eine Messstellengruppe deutlich ab (Gruppe 1). Hierbei handelt es sich um limnische Gewässerabschnitte, die sich durch einen deutlichen Tidehub auszeichnen. Gewässer aus allen EZG sind in der Gruppe vertreten.



**Abb. 13:** Ordinationsdiagramm (nur Messstellen) der Hauptkomponentenanalyse (PCA) auf der Grundlage von Benthosdaten aus tideoffenen Marschengewässern 2004 – 2007, ausschließlich BOG+-Daten ( $N_{\text{Datensätze}} = 85$  aus 29 Gewässern). Zusammenfassung PCA: Eigenvalues 1 & 2 Achse Eigenvalues 1 & 2 Achse = 0.171 bzw. 0.117, Erklärungswert Varianz der Taxa: 1 & 2 . Achse (kumuliert) = 29 %. Rot: Messstellen im Ems-EZG; Grün = Messstellen im Weser-EZG; Orange, Blau = Messstellen im Elbe-EZG (NDS bzw. SH)

Der weitaus größte Teil der Messstellen ist in der Ordination nur eingeschränkt voneinander zu differenzieren (Gruppen 2 – 4). Bei einigen Überschneidungen lässt sich aber ein gewisser salinitätsbedingter Gradient erkennen. Die Unterläufe der Elb-Nebengewässer wie Pinnau, Krückkau, Stör oder Oste (s. gelbe Messstellen in Abb. 13) oder die Geeste (Weser-EZG, grün) ordnen sich überwiegend im rechten unteren Quadranten an. Diese Messstellen (Gruppe 2 und z.T. Gruppe 3) sind zum einen durch einen hohen Tidehub und zum anderen - zumindest phasenweise - durch höhere Salinitäten und damit vermehrt auch durch marine bzw. euryhaline Spezies (*Balanus improvisus*, *Palaemon longirostris*, *Corophium volutator* etc.) gekennzeichnet. Veranschaulicht wird dieser Zusammenhang durch die zu dieser Messstellen-Gruppe gruppierenden marinen/euryhalinen Spezies, die sich ebenfalls nahezu ausschließlich im rechten unteren Quadranten positionieren (Abb. 14).

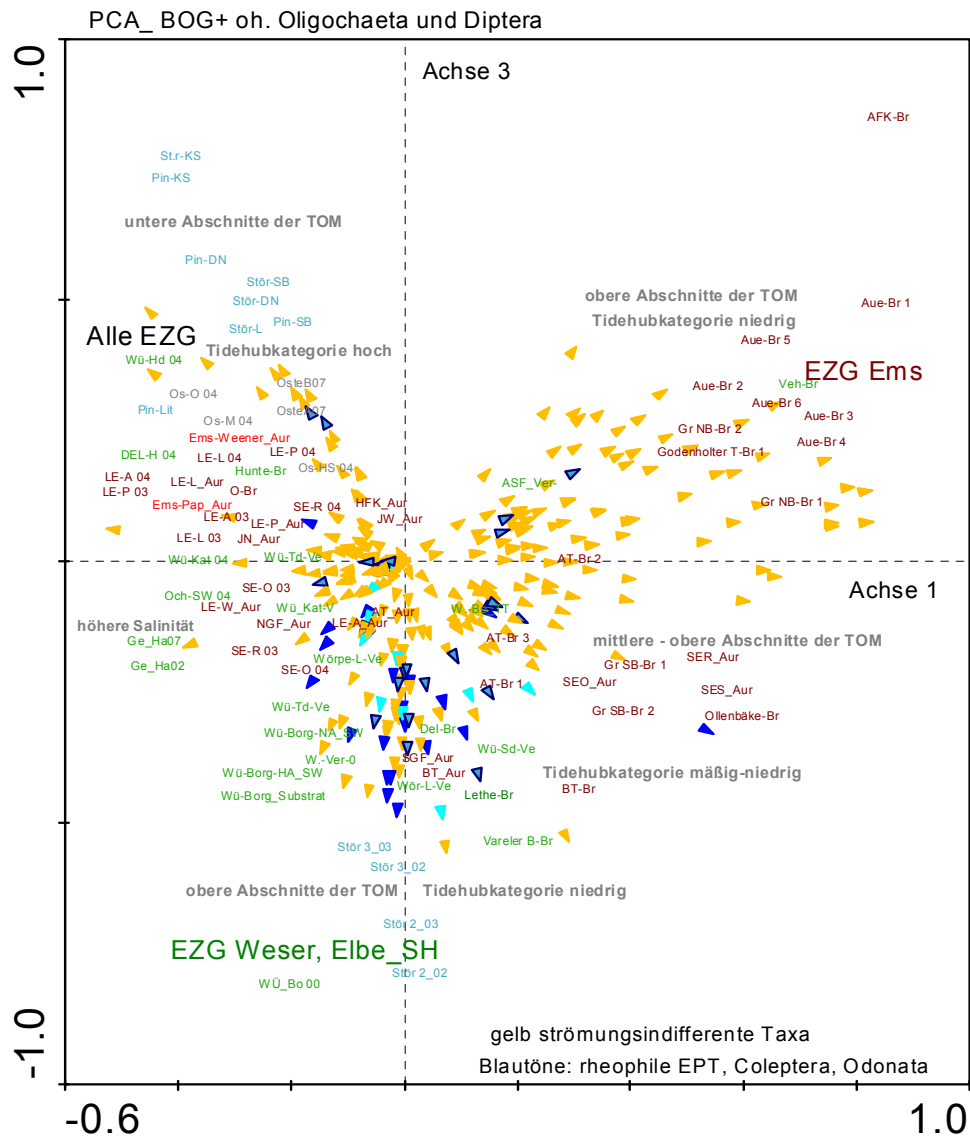


**Abb. 14:** Ordinationsdiagramm der Hauptkomponentenanalyse auf der Grundlage von Benthosdaten, dargestellt ausschließlich die marine, euryhaline Faunenkomponente.

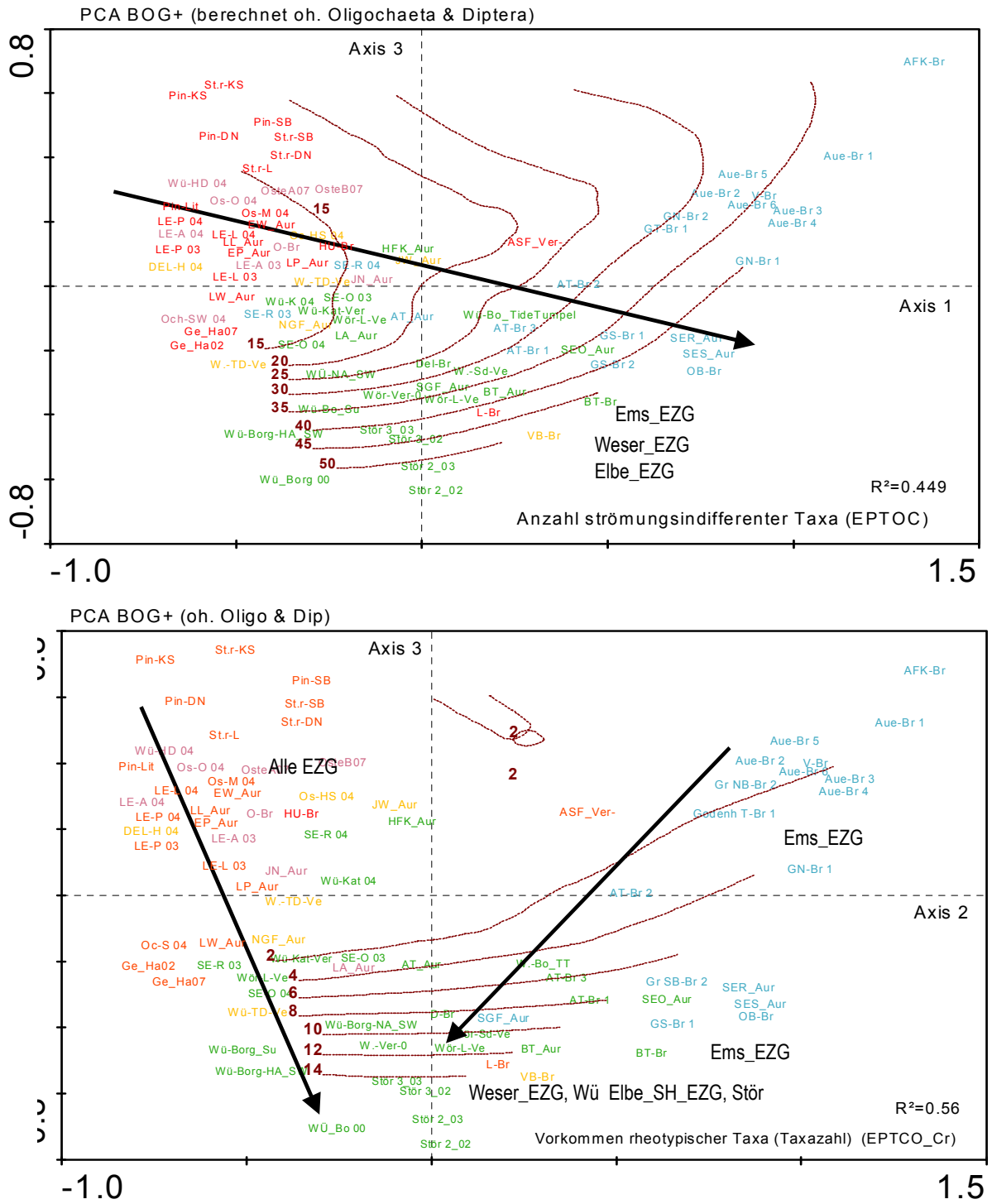
Der größte Teil der limnischen Messstellen ist über die Ordination verstreut und zeigt damit die vergleichsweise große Variabilität der Benthosbesiedlungen (v.a. Gruppe 4). Dies gilt insbesondere für die Gewässer des Ems-EZG, für die sich ein interner räumlicher Gradienten andeutet. So trennen sich Gewässer wie die Aue (Quadrant links oben, Abb. 13) von Jümme und Leda (Quadrant links unten, Abb. 13). Unterschiede zu Gewässern aus dem Weser- und Elbe-EZG deuten sich an, lassen sich aber in der Ordination auf der Grundlage aller Taxa nicht eindeutig identifizieren.

#### **Daten ohne Oligochaeta, Diptera - PCA**

Wie bereits durch die Analyse der AeTV-konformen Daten gezeigt, sind die meisten Oligochaeta und vermutlich auch ein Großteil der Diptera weniger sensitiv gegenüber den Faktoren Tidehub, Strömung oder Habitatausstattung. Um Besiedlungsstrukturen und Einflussfaktoren u.U. besser herausarbeiten zu können, blieben in einem nächsten Schritt Oligochaeta und Diptera unberücksichtigt. Die für die Analyse berücksichtigten Spezies wurden zudem in strömungsindifferente/tolerante (orange Pfeile) und strömungsliebende/sensitivere Arten (blaue Pfeile) differenziert. Abb. 15 und Abb. 16 verdeutlichen die Befunde.



**Abb. 15:** Ordinationsdiagramm der Hauptkomponentenanalyse auf der Grundlage von Bentosdaten (berechnet ohne Taxagruppen Oligochaeta und Diptera) aus tideoffenen Marschengewässern 2004 – 2007, ausschließlich BOG+-konforme Daten (85 aus 29 Gewässern). Zusammenfassung PCA: Eigenvalues 1 & 2 Achse Eigenvalues 1 & 2 Achse = 0.190 bzw. 0.125, Erklärungswert Varianz der Taxa: 1 & 2 . Achse (kumuliert) = 32%. Orange Pfeile: tolerante bzw. strömungsindifferente Taxa; blaue & türkise Pfeile: sensitive bzw. strömungsliebende Taxa; EPT = Ephemeroptera, Trichoptera, Plecoptera. Rot, rotbraun: Messstellen im Ems-EZG; Grün = Messstellen im Weser-EZG; blaugrün, grau = Messstellen im Elbe-EZG (NDS bzw. SH)



**Abb. 16:** Ordinationsdiagramm (nur Messstellen) der Hauptkomponentenanalyse auf der Grundlage von Benthosdaten (berechnet ohne Taxagruppen Oligochaeta und Diptera) aus tideoffenen Marschengewässern 2004 – 2007, ausschließlich BOG+-konforme Daten (85 aus 29 Gewässern). Zusammenfassung PCA: Eigenvalues 1 & 2 Achse Eigenvalues 1 & 2 Achse = 0.190 bzw. 0.125, Erklärungswert Varianz der Taxa: 1 & 2 . Achse (kumuliert) = 32%



Wie bereits auf der Grundlage aller Daten dargestellt, trennen sich v.a. die unteren Abschnitte der tideoffenen Marschengewässer von denjenigen mit mäßigem oder geringem Tidehub. Bedeutsam ist dabei erwartungsgemäß auch der Faktor Salinität, der allerdings auch immer mit hohem Tidehub einhergeht. Diese Gewässerabschnitte sind durch eine eigene Fauna (marine, euryhaline Taxa) charakterisiert, die auch natürlicherweise an einen höheren Tidehub angepasst ist und die exklusiv an salzgeprägten Messstellen präsent sind, wobei aber die räumlichen Grenzen z.T. auch fließend sind. Solche Übergangsbeereiche zwischen süß- salzgeprägten Abschnitten können u.U. sehr artenarm sein.

Bei rein limnischen Abschnitten ist der Tidehub ein wesentlicher Einflussfaktor auf die Ausprägung der benthischen Gemeinschaft. Besonders Messstellen mit höherem Tidehub sind durch eine arten- und meist auch individuenärmere Fauna gekennzeichnet. Dabei ist es aber nur eingeschränkt möglich eine Grenze im Hinblick auf die Stärke des Tidehubs zu nennen. Der Einfluss dieses Faktors wirkt weniger dämpfend auf die Besiedlungsvielfalt. Dies ist auch dadurch begründet, dass sich Einflussfaktoren überlagern. So können strukturreichere Gewässer (z.B. solche mit geringem Uferverbau) vielfältiger besiedelt sein als stark verbaute Gewässer mit geringem Tidehub. Es ist aber anzunehmen, dass Gewässerabschnitte mit einem Tidehub von  $>1,5$  m bei bestimmten Faunenkomponenten (z.B. Insekten – ohne Diptera, Gastropoda) generell Defizite aufweisen werden. Abb. 15 macht in diesem Zusammenhang deutlich, dass in Abschnitten mit hohem Tidehub sogar tolerantere Taxa (ohne Oligochaeta, Diptera) nur begrenzt auftraten und lediglich einzelne sensitive Arten dokumentiert sind, erkenntlich ist dieser Befund daran, dass wenige ‚orange‘ und einzelne ‚blaue‘ Artenpfeile Messstellen mit hohem Tidehub zugeordnet sind (Abb. 15, Quadrant oben links).

Innerhalb der Gruppe von Gewässern mit geringem Tidehub sind ebenfalls Unterschiede zu verzeichnen. Diese sind dabei weniger auf geringere Taxazahlen und/oder geringere Abundanzen zurückzuführen, sondern v.a. auf die jeweilige Zusammensetzung der Fauna. Ein Teil der Gewässer ist durch zahlreiche tolerante Arten gekennzeichnet (gelbe Artenpfeile, Quadrant oben rechts), andere Gewässer sind zudem durch sensitivere Taxa (blaue Artenpfeile) charakterisiert (Abb. 15, Quadrant unterhalb der 1. Hauptachse). Abb. 16 verdeutlicht durch die Fokussierung auf die Anzahl toleranter (oben) und sensitiver Taxa (unten). Für beide Gruppen wird der Tidehub als strukturierender Faktor deutlich in dem die Taxazahl bei hohem Tidehub geringer und bei niedrigerem Tidehub höher sind. Im Hinblick auf die sensitiven Taxa ist der Gradient zum einen steiler, aber zum anderen gibt es innerhalb der Gruppe mit geringem Tidehub ein deutliches Gefälle in der Artenvielfalt. Dieser Befund macht deutlich, dass neben dem Tidehub (wie oben bereits angesprochen) weitere Faktoren die Besiedlung beeinflussen. Hierzu gehören der Faktor Strukturvielfalt (Ausprägung, Phytal, Totholz, Sediment, Strömungsvarianz, Uferverbau, etc), Gewässerunterhaltung und Wasserqualität (Sauerstoff, Verockerungen). Die jeweilige Bedeutung dieser Faktorenkomplexe ist auf der vorliegenden Datenbasis im Rahmen der vorliegenden Arbeit allerdings nicht zu quantifizieren.

## 4.4 Fazit Datenanalysen

Die Befunde haben gezeigt, dass die Benthosbesiedlung erwartungsgemäß durch eine hohe Variabilität gekennzeichnet ist, wobei neben einer ‚normalen‘ räumlichen und zeitlichen Variabilität für die Datenauswertung aber auch eine methodischbedingte Variabilität (Untersuchungsdesign, Taxonomie, Bearbeiter) einzubeziehen war, die eine Identifikation von Einflussfaktoren zusätzlich erschwert.

Folgende Schlussfolgerungen lassen sich vor diesem Hintergrund aus den Datenanalysen ziehen:

- Salinität als wesentlicher Einflussfaktor: zugehörige Gewässerabschnitte weisen – unabhängig von sonstigen Einflussfaktoren immer eine abzugrenzende Gemeinschaft auf, allerdings ist diesbezüglich eine räumlich scharfe Grenze entlang des Salinitätsgradienten nicht zu ziehen.
- Tidehub als Einflussfaktor: in limnischen Marschengewässern bedingt ein hoher Tidehub eine reduzierte Benthosgemeinschaft.
- Sedimentbeschaffenheit als Faktor, wesentlich für die Ausprägung v.a. der Weichbodenfauna
- Weitere Einflussfaktoren deuten sich an. Eine Differenzierung der Bedeutung von z.B. Strukturvielfalt, Gewässerunterhaltung und Wasserqualität ist auf der vorhandenen Datengrundlage nicht möglich.
- Der Faktor ‚Einzugsgebiet‘ im Hinblick auf die Ausprägung der Gemeinschaften ist hier kaum erkennbar. Nicht auszuschließen ist eine Überlagerung durch andere Faktoren (generelle Degradation der Gewässer). Artspezifisch zeigen sich regionale Unterschiede, wobei aber unklar ist, ob die Art generell im EZG fehlt oder die anthropogen veränderten Bedingungen hierfür wesentlich sind.
- Unterschiedliche Sensitivität der Artengruppen gegenüber Tidehub. Geringere Sensitivität bei der bodenlebenden Weichbodenfauna (u.a. Oligochaeta, einige Bivalvia) und soweit erfassbar bei den meisten Diptera (z.T. ebenfalls bodenlebend) sowie z.T. bei den Crustacea
- Hinweis auf eine hohe Sensitivität gegenüber Tidehub und anderen Faktoren v.a. bei Insektengruppen, insbesondere Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Odonata u.a. und Gastropoda, einige Bivalvia

## 5. Notwendigkeit einer Subtypisierung

Aufgrund der Tatsache, dass sich unter dem Begriff ‚Marschengewässer‘ vergleichsweise unterschiedliche Gewässer subsumieren, ist u.U. eine bewertungsrelevante Subtypisierung denkbar. Eine Unterscheidung ist bereits von Sommerhäuser und Pottgieser (2004) vorgenommen worden, in dem Subtypen ‚Gewässer der Marsch‘ (Typ. 22.1.) und Flüsse der Marschen (Typ 22.2) unterschieden wurden (s. Kap 2.2.1). Bei klar von einander abzugrenzenden Subtypen sind ggf. jeweils spezifische Bewertungsmaßstäbe bzw. auch unterschiedliche Bewertungsansätzen erforderlich. *Hinweis: Für die tideoffenen Marschengewässern wurde dabei aus den in Kap. 2.2.1 (z.T. uneindeutige Typzuordnung) aufgeführten Gründen sowie der Tatsache, dass derzeit noch keine spezifischen Steckbriefe für eine Unterscheidung beider Subtypen vorliegen, auf eine Differenzierung der Typen 22.1 und 22.2 verzichtet.*

Zur Bearbeitung der Frage nach einer erforderlichen Subtypisierung (unabhängig von den schon differenzierten Typen 22.1 & 22.2) waren folgende Aspekte dabei von Bedeutung:

- regionale Besonderheiten (EZG), Geesteinfluss
- Sedimentbeschaffenheit
- Salinität (mesohalin)
- Tidehub

Auf der Grundlage der oben dargestellten Gemeinschaftsanalysen (s. Kap. 4) und vor dem Hintergrund der Gewässerrahmenbedingungen in den EZG (s. Kap. 3) werden die o.g. Faktoren kurz diskutiert.

### **Einzugsgebiet (Geesteinfluss)**

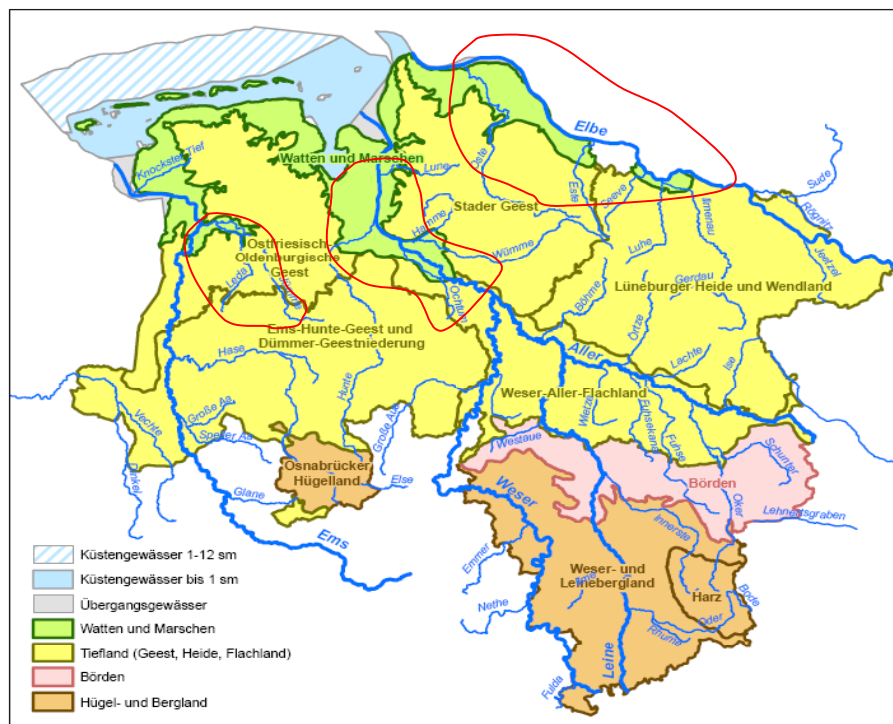
Da die Befunde in den Gewässern des Leda-Jümme-Gebiets z.T. von denen vergleichbarer Gewässer aus den anderen EZG abweichen, wurden zwei Hypothesen formuliert:

- Im Einzugsgebiet der unteren Ems und von Leda und Jümme herrschen aufgrund spezifischer naturräumlicher Verhältnisse (z.B. geringer Geestanteil im Einzugsgebiet) natürlicherweise andere Besiedlungsmuster beim Makrozoobenthos vor.
- Das Gewässersystem ist durch kulturelle Einflüsse so tiefgreifend umgestaltet worden, dass Relikte der ursprünglichen Besiedlungsformen heute nicht mehr nachweisbar sind. Ein klarer Hinweis auf eine notwendige Subtypisierung der Gewässer im EZG der Ems ist nicht erkennbar.

In den folgenden kurzen Ausführungen werden verschiedene Aspekte genannt, die eine Entscheidung für die zweite Möglichkeit plausibel erscheinen lassen. Die Etablierung eines entsprechenden Subtyps (mit einer spezifischen Referenz) ist unter Berücksichtigung folgender Aspekte derzeit nicht belastbar:

- Der Faktor Geesteinfluss scheint in allen EZG der tideoffenen Marschengewässer ähnlich. Nahezu alle Oberläufe der tideoffenen Marschengewässer entwässern die Geest. Deutliche Unter-

schiede im Hinblick auf die Anteile der naturräumlichen Regionen ‚Watten und Marschen‘ vs. Tiefland (inkl. Geest) sind zwischen den Einzugsgebieten nicht augenscheinlich (vgl. Abb. 12).



**Abb. 17:** Naturräumliche Regionen in den EZG von Ems, Weser und Elbe in Niedersachsen. Quelle: NLWKN & SBUVE (2007), rot eingerahmt, Betrachtungsräume mit tideoffenen Marschengewässern.

- Die Befunde der Gemeinschaftsanalysen (s. Kap. 4.1 - 4.4) geben kaum klare Hinweise auf EZG-spezifische Besiedlungsstrukturen. Gewisse Hinweise lassen sich auf Artebene erkennen, wie z.B. die ausschließlich im Ems-EZG fehlenden Nachweise bestimmter Arten (u.a. *Propappus volki*, *Taeniopteryx nebulosa*), allerdings sind mit wenigen Ausnahmen (wie *P. volki*) solche Taxa generell nur sporadisch dokumentiert. Insgesamt ist eine belastbare Trennung zwischen den Faktoren ‚natürliche abweichende Besiedlung‘ und ‚Besiedlung Resultat anthropogener Veränderungen‘ (s.a. nächster Spiegelstrich) auf der Grundlage der vorliegenden Daten nicht möglich.
- Die Betrachtung der derzeitigen bzw. historischen Situation insbesondere des Leda-Jümme-Systems (s. Kap. 3.2.1) gibt eine Übersicht über die starken anthropogenen Veränderungen, die mit hoher Wahrscheinlichkeit einen deutlichen Einfluss auf die Besiedlung der aquatischen Fauna hatte/hat, so dass eine ggf. ehemals natürlich abweichende Besiedlungsstruktur (s. a. nächster Spiegelstrich) nicht mehr mit Daten belegbar ist.
- Kein geeignetes Referenzgewässer im EZG der Ems, das einen eigenen Typus belegen könnte

### **Sedimentbeschaffenheit**

Im Hinblick auf die Sedimentbeschaffenheit ist die Datenlage insgesamt spärlich. Informationen zur Sedimentstruktur liegen nur für wenige Gewässer quantifiziert vor, wie u.a. durch die AeTV-konformen Untersuchungen aus 2007 sowie von Kiel et al. (2004). Auf dieser Grundlage zeigten exemplarische Analysen, dass die zu erwartenden artspezifischen Präferenzen statistisch nachweisbar waren (s. Kap. 4.2). Für die Daten aus den „BOG+“ - Untersuchungen stehen keine entsprechenden Sedimentdaten zur Verfügung. Es ist anzunehmen, dass feinkorngeprägte Gewässer (zumindest partiell) durch eine andere Faunengemeinschaft geprägt sein werden. In wie weit aber heute ausschließlich feinkorngeprägte Gewässer, wie z.B. einige Gewässer im Einzugsgebiet der Ems (u.a. Südgeorgsfehnkanal) oder einige Gewässer im Elbeeinzugsgebiet (u.a. Ruthenstrom, Wischhafener Süderelbe) natürlicherweise feinkorngeprägte Gewässer sind, oder die heutige Situation v.a. auch als Folge anthropogener Veränderungen (Ausbauten, Zerschneidung durch Installation von Siel- und Schöpfbauwerken, Entwässerungen) angesehen muss, ist im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht zu klären. Eine denkbare Subtypisierung der tideoffenen Marschengewässer im Hinblick auf feinkorn- oder sandgeprägte Gewässer ist daher derzeit nicht vorzunehmen.

### **Tidehub**

Die Auswertungen haben gezeigt, dass der Tidehub ein bestimmender Faktor für die Ausprägung der benthischen Gemeinschaften ist (s. Kap. 4). Vor diesem Hintergrund ist im Prinzip für eine Subtypisierung sinnvoll, sofern es sich um Gewässer mit natürlicherweise hohem Tidehub handelt. Solche Gewässerabschnitte sind i.d.R. in unteren Ästuarabschnitten (mit gleichzeitig höheren Salzgehalten) zu lokalisieren. In diesen Bereichen ist der anthropogen bedingte Anstieg des Tidehubs weniger stark ausgeprägt. So betrug der Tidehub in der Weser bei Bremerhaven historisch schon 3,2 m (entspricht Tidehubklasse 6) und ist nach den Flussausbauten auf heute ca. 3,8 m angestiegen, während in den inneren Ästuaren der anthropogen bedingte Tidehub erheblich angestiegen ist (vgl. Kap. 3.1). Die Faktoren Tidehub und Salinität sind dabei eng miteinander verknüpft (s. folgenden Punkt).

### **Salinität**

Aufgrund der deutlichen Unterschiede zwischen den Benthosgemeinschaften von Süßwasser- und oligomesohalinen Abschnitten ist die Abgrenzung eines eigenen Subtyps sinnvoll. Da die Faktoren ‚natürlicher hoher Tidehub‘ und ‚Salinität‘ stark mit einander korrespondieren, werden beide für die Abgrenzung eines Subtyps tideoffenes Marschengewässer (Subtyp ‚salzgeprägt‘) herangezogen (s. Kap. 5.1).

## **5.1 Ergebnisse**

Vor dem Hintergrund der vorliegenden Befunde lassen sich u.E. unabhängig von der formalen Klassifizierung der Typen 22.1 und 22.2 2 Gruppen von tideoffenen Marschengewässern unterscheiden, für deren Bewertung jeweils spezifische Referenzbedingungen zu definieren sind.

### **Kategorie A**

Vergleichsweise eindeutig lassen sich oligo-mesohaline Gewässer(abschnitte) biozönotisch abgrenzen, so dass im Hinblick auf die Bewertung auch spezifische Referenzbedingungen definiert werden müssen. Der Subtyp-salzgeprägt und/oder sehr hoher Tidehub‘, hier als **Gruppe A** (Aa, Ab) bezeichnet, lässt sich folgend definieren:

**Gruppe Aa: ‚salzgeprägt‘ (und historisch höherer Tidehub)**

Verzweigungsgrad < / = 1

Tidehub: hoch – sehr hoch (Tidehub >2,5 – 4 m) dem assoziierten Ästuarabschnitt entsprechend

Salinität: +/- oligohalin – mesohalin; weitgehend dem assoziierten Ästuarabschnitt

Sediment: überwiegend Feinsediment, z.T. auch sandig, lokal u.U. Hartsubstrate

Struktur: z.T. Flachufer mit ausgedehnten Wattbereiche, z.T. auch steilere Uferbereiche

Fauna: Dominanz der Weichbodenfauna, euryhaline, marine Taxa der Polychaeta, Oligochaeta, Crustacea und Mollusca.

Gemeinschaftsstrukturen ähnlich der entsprechenden Ästuarabschnitte

**Gruppe Ab: ‚limnisch und sehr hoher Tidehub‘**

Verzweigungsgrad < / = 1

Tidehub: hoch – sehr hoch (Tidehub >2 – 4 m) dem assoziierten Ästuarabschnitt entsprechend

Salinität: +/- limnisch; weitgehend dem assoziierten Ästuarabschnitt

Sediment: überwiegend Feinsediment, z.T. auch sandig, lokal u.U. Hartsubstrate

Struktur: z.T. Flachufer mit ausgedehnten Wattbereichen, z.T. auch steilere Uferbereiche

Fauna: Dominanz der Weichbodenfauna, euryhaline, limnische Taxa der Oligochaeta, Diptera, Crustacea und Mollusca. Ge-

meinschaftsstrukturen ähnlich der entsprechenden Ästuarabschnitte

Nach dieser Definition sind verschiedene Gewässer bzw. Abschnitte der Gruppe A zuzuordnen. Tab. 9 und Tab. 10 zeigen eine Übersicht über die Gewässer, die zu dieser Kategorie zu zurechnen sind.

**Tab. 9:** Vorkategorisierung (Gruppe Aa) tideoffener Marschengewässer(abschnitte) des Typs 22.1/22.2. EZG = Einzugsgebiet; TH = Tidehub. TH-Klasse 1: <0,5 m, TH2: 0,5 –1 m; TH3: 1-1,5 m; TH4: 1,5-2 m; TH5: 2-2,5 m, TH6: 2,5-3 m, TH7: 3-3,5 m, TH8: 3,5-4 m. ZKL = Zustandsklasse nach WRRL; Pos. MS = Positionierung Messstellen; ÜG= Übergangsgewässer, Kat = Kategorie.

NR.	TOM	Verzweigungsgrad	EZG	Mündung	Salinität	Sediment	Länge (km)	TH-Klasse	TH anth. verändert	ökol. ZKL ÜG, Typ T1/22.3 nach AeTV	ökol. ZKL MG 22.1/22.2 nach AeTV	Vorschlag MZB-Beprob.	Pos. MS	Kat.	strukturelle Ähnlichkeit mit Ästuar	Vorschlag Bewertung
1	Geeste	1	Weser	innere Außenweser_Übergangsgewässer	oligo-mesohalin	Feinkorn	<7	7	gering	moderate	moderate	nach AeTV, Greifer, Stechrohre	mündungsnah	Aa	hoch, Tidehubklasse identisch mit Ästuar	Übertragung der aktuellen Weserbewert. od. nach Tool für ÜG (bzw. Typ 22.3, Typ20)
2	Bützflether Süderelbe	1	Elbe	Untereibe_Übergangsgewässer	oligohalin	Feinkorn	<7	6	deutlich	moderate	poor	nach AeTV, Greifer, Stechrohre	mündungsnah	Aa	hoch, Tidehubklasse identisch mit Ästuar	Übertragung der aktuellen Elbebewert. od. nach Tool für ÜG (bzw. Typ 22.3, Typ20)
3	Ruthenstrom	1	Elbe	Untereibe_Übergangsgewässer	oligohalin	Feinkorn	<7	6	mäßig - deutlich	moderate	moderate	nach AeTV, Greifer, Stechrohre	mündungsnah	Aa	hoch, Tidehubklasse identisch mit Ästuar	Übertragung der aktuellen Elbebewert. od. nach Tool für ÜG (bzw. Typ 22.3, Typ20)
4	Wisshafener Süderelbe	1	Elbe	Untereibe_Übergangsgewässer	oligohalin	Feinkorn	<7	6	mäßig	moderate	poor	nach AeTV, Greifer, Stechrohre	mündungsnah	Aa	hoch, Tidehubklasse identisch mit Ästuar	Übertragung der aktuellen Elbebewert. od. nach Tool für ÜG (bzw. Typ 22.3, Typ20)
5	Feiburger Schleusenfließ	1	Elbe	Untereibe_Übergangsgewässer	oligohalin	Feinkorn	<7	6	mäßig	n.b.	n.b.	nach AeTV, Greifer, Stechrohre	mündungsnah	Aa	Tidehubklasse identisch mit Ästuar	aktuellen Elbebewert. od. nach Tool für ÜG (bzw. Typ 22.3, Typ20)
6	Oste (unterer Abschnitt)	1	Elbe	Untereibe_Übergangsgewässer	oligohalin	Sand_Feinkorn	<7	6	mäßig	moderate	moderate	nach AeTV, Greifer, Stechrohre	mündungsnah	Aa	hoch, Tidehubklasse identisch mit Ästuar	Übertragung der aktuellen Elbebewert. od. nach Tool für ÜG (bzw. Typ 22.3, Typ20)
7	Pinnau (unterer Abschnitt)	1	Elbe	Untereibe_Übergangsgewässer	oligohalin	Feinkorn, Sand	<7	6	deutlich	moderate	moderate	nach AeTV, Greifer, Stechrohre	mündungsnah	Aa	hoch, Tidehubklasse identisch mit Ästuar	Übertragung der aktuellen Elbebewert. od. nach Tool für ÜG (bzw. Typ 22.3, Typ20)
8	Krūchau (unterer Abschnitt)	1	Elbe	Untereibe_Übergangsgewässer	oligohalin	Feinkorn, Sand	<7	6	deutlich	moderate	poor - mod.	nach AeTV, Greifer, Stechrohre	mündungsnah	Aa	hoch, Tidehubklasse identisch mit Ästuar	Übertragung der aktuellen Elbebewert. od. nach Tool für ÜG (bzw. Typ 22.3, Typ20)
9	Stör (unterer Abschnitt)	1	Elbe	Untereibe_Übergangsgewässer	oligohalin	Feinkorn, Sand	<7	6	mäßig-deutlich	moderate	moderate	nach AeTV, Greifer, Stechrohre	mündungsnah	Aa	hoch, Tidehubklasse identisch mit Ästuar	Übertragung der aktuellen Elbebewert. od. nach Tool für ÜG (bzw. Typ 22.3, Typ20)



**Tab. 10:** Vorkategorisierung (Gruppe Ab) tideoffener Marschengewässer(abschnitte) des Typs 22.1/22.2. EZG = Einzugsgebiet; TH = Tidehub. TH-Klasse 1: <0,5 m, TH2: 0,5 –1 m; TH3: 1-1,5 m; TH4: 1,5-2 m; TH5: 2-2,5 m, TH6: 2,5-3 m, TH7: 3-3,5 m, TH8: 3,5-4 m. ZKL = Zustandsklasse nach WRRL; Pos. MS = Positionierung Messstellen; ÜG= Übergangsgewässer, Kat = Kategorie.

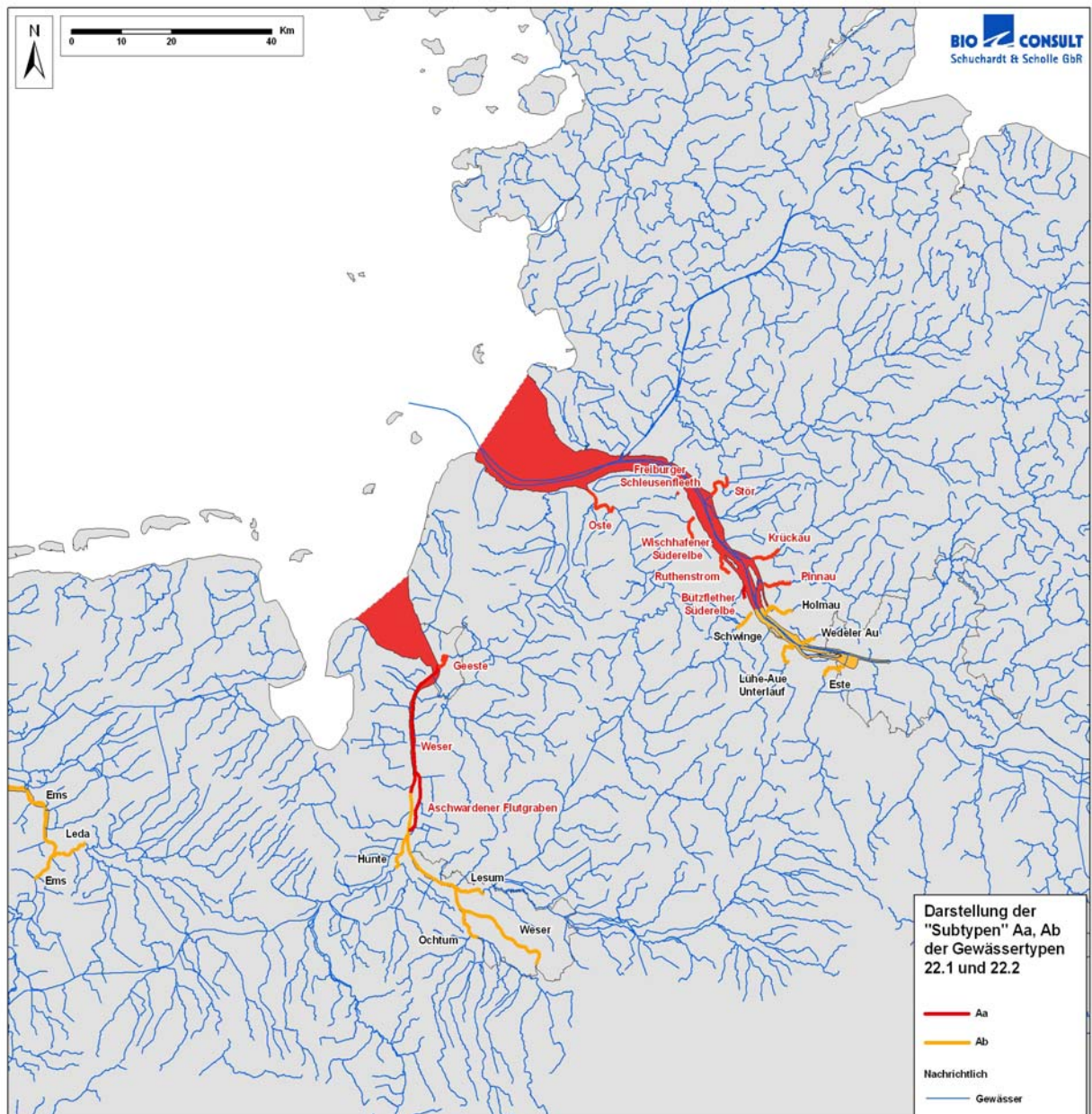
NR.	TOM	Verzweigungsgrad	EZG	Mündung	Salinität	Sediment	Länge (km)	TH-Klasse	TH anth. verändert	ökol. ZKL ÜG, Typ T1/22.3 nach AeTV	ökol. ZKL MG 22.1/22.2 nach AeTV	Vorschlag MZB-Beprob.	Pos. MS	Kat.	strukturelle Ähnlichkeit mit Ästuar	Vorschlag Bewertung
10	Lesum	1	Weser	Unterweser_Typ 22.3	limnisch	Sand, Feinkorn	10	8	deutlich	poor	n b.	nach AeTV, Greifer, Stechrohre	mündungsnah	Ab	hoch, Tidehubklasse identisch mit Ästuar	Übertragung der aktuellen Weserbewert. od. nach Tool für ÜG (bzw. Typ 22.3, Typ20)
11	Schwinge	1	Elbe	Unterelbe_Übergangsgewässer	limnisch	Feinkorn	<7	7	deutlich	moderate	poor - mod.	nach AeTV, Greifer, Stechrohre	mündungsnah	Ab	hoch, Tidehubklasse identisch mit Ästuar	Übertragung der aktuellen Elbebewert. od. nach Tool für ÜG (bzw. Typ 22.3, Typ20)
12	Wedeler Aue	1	Elbe	Unterelbe_Typ 22.3	limnisch	Feinkorn	<7	7	deutlich	poor	poor	nach AeTV, Greifer, Stechrohre	mündungsnah	Ab	hoch, Tidehubklasse identisch mit Ästuar	Übertragung der aktuellen Elbebewert. od. nach Tool für ÜG (bzw. Typ 22.3, Typ20)
13	Holmau	1	Elbe	Unterelbe_Typ 22.4	limnisch	Feinkorn	<7	7	deutlich	n b.	n b.	nach AeTV, Greifer, Stechrohre	mündungsnah	Ab	hoch, Tidehubklasse identisch mit Ästuar	Übertragung der aktuellen Elbebewert. od. nach Tool für ÜG (bzw. Typ 22.3, Typ20)
14	Leda-unterer Abschnitt	1	Ems	Unterems_Typ 22.3	limnisch	Feinkorn	<7	6	deutlich	poor	poor	nach AeTV, Greifer, Stechrohre	mündungsnah	Ab	hoch, Tidehubklasse identisch mit Ästuar	Übertragung der aktuellen Elbebewert. od. nach Tool für ÜG (bzw. Typ 22.3, Typ20)
15	Hunte (unterer Abschnitt)	1	Weser	Unterweser_Typ 22.3	limnisch	Sand, Feinkorn	<7	7	deutlich	poor	moderate - poor	nach AeTV, Greifer, Stechrohre	mündungsnah	Ab	hoch, Tidehubklasse identisch mit Ästuar	Übertragung der aktuellen Weserbewert. od. nach Tool für ÜG (bzw. Typ 22.3, Typ20)
16	Este (unterer Abschnitt)	1	Elbe	Unterelbe_Typ 22.3	limnisch	Feinkorn	<7	7	deutlich	poor	poor	nach AeTV, Greifer, Stechrohre	mündungsnah	Ab	hoch, Tidehubklasse identisch mit Ästuar	Übertragung der aktuellen Elbebewert. od. nach Tool für ÜG (bzw. Typ 22.3, Typ20)
17	Lühe (untere Abschnitt)	1	Elbe	Unterelbe_Typ 22.3	limnisch	Feinkorn	<7	7	deutlich	poor	poor	nach AeTV, Greifer, Stechrohre	mündungsnah	Ab	hoch, Tidehubklasse identisch mit Ästuar	Übertragung der aktuellen Elbebewert. od. nach Tool für ÜG (bzw. Typ 22.3, Typ20)

Zur Gruppe **'Aa'** gehören mit Ausnahme der Geeste v.a. Gewässer des Elbe-Einzugsgebiets. Diese münden unterhalb der Schwingemündung in das Übergangsgewässer der Elbe. Die Unterläufe der jeweiligen Gewässer weisen hydromorphologisch (Tidehubklasse >5) daher eine ähnliche Charakteristik auf wie die Tideelbe. Zu Gruppe **'Ab'** gehören Gewässer, die weniger oder kaum durch höhere Salzgehalte beeinflusst sind, die aber ebenfalls durch einen sehr hohen Tidehub (der auch anthropogen bedingt ist) charakterisiert sind. Hierbei handelt es sich überwiegend um Gewässer des Elbe-EZG.

Gewässer wie z.B. Wischhafener Süderelbe oder Ruthenstrom sind auf ihrer gesamten Lauflänge dieser Kategorie zuzuordnen. Bei anderen Gewässern wie Stör, Krückau oder Pinnau werden dagegen ausschließlich die 'Unterläufe' zur Gruppe Aa zugeordnet. Die stromauf anschließenden Abschnitte werden dann als Kategorie B (s.u.) klassifiziert. Der Übergang von Gruppe A zu B wird durch den Wechsel der Tidehubklasse definiert. So können etwa 7 - 10 km der unteren tideoffenen Marschengewässerabschnitte zu Kategorie A gerechnet werden. Die Kategorie A ist im Hinblick auf die Bewertung des ökologischen Zustands aus folgenden Gründen abweichend von Gruppe B zu behandeln:

- auf der zur Verfügung stehenden Datenbasis ist es kaum möglich spezifische Referenzbedingungen herzuleiten (Gruppe Aa)

- strukturell und sehr wahrscheinlich auch faunistisch hohe Ähnlichkeit zu den jeweiligen Ästuarabschnitten (Gruppe Aa, Ab)
- diese Gewässer(abschnitte) (Aa, Ab) sind ganz überwiegend stark anthropogen verändert. Gezielte Maßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Zustands werden in diesem Abschnitten kaum möglich sein (derzeitige Nutzungen, räumliche Begrenztheit etc.). Vielmehr können unter der Annahme einer Umsetzung geeigneter Maßnahmen in den Ästuaren selbst auch die Unterläufe der Nebenflüsse profitieren.



**Abb. 18:** Übersicht über die tideoffene Marschengewässer(abschnitte) des Typs A (Aa = rot, Ab = orange), charakterisiert durch hohen Tidehub bzw. durch eine hohe strukturelle Ähnlichkeit mit dem assoziierten Ästuar. Klassifizierung des ökologischen Zustands analog zur jeweiligen Ästuarbewertung.

Da es sich nur um geringe Anzahl und zudem noch unterschiedlich stark salzgeprägter (oligo- bis mesohalin) Gewässerabschnitte handelt, ist hier u.E. auch der nicht unerhebliche Aufwand für eine unter quantitativen Gesichtspunkten weniger relevante Gewässerkategorie zu berücksichtigen. Aus diesen Gründen schlagen wir vor, die ökologische Zustandsklasse der Gewässer(abschnitte) der Gruppe Aa entweder mittels der Methodik für Ästuar (AeTV, s.u.) zu beproben oder, vorzugsweise, das Bewertungsergebnis aus dem entsprechenden Ästuarabschnitt (Weser, Elbe) zu übertragen. Beispielhafte Testbewertungen (mit AeTV-konformen Daten) auf der Grundlage des Ästuar-Typie-Verfahrens (Krieg 2005) ergaben weitgehend identische Ergebnisse zwischen der Bewertung der ästuarinen Gewässertypen (Spalte ÜG T1, 22.3, Tab. 9 & Tab. 10). Abb. 18 zeigt eine kartografische Übersicht über die Gewässer der Gruppe Aa für die ästuarine Bewertung übernommen werden könnte.

### Kategorie B

Die **Gruppe B** umfasst letztlich alle übrigen Marschengewässer unabhängig vom EZG. Diese Gewässer unterlagen historisch einem nur geringen Tidehub. Eine gewisse Differenzierung – die aber letztlich nicht bewertungsrelevant ist – kann für bestimmte Gewässer(abschnitte) mit vergleichsweise höherem Tideeinfluss (Ba) und anderen mäßigem – geringen Tidehub (Bb) getroffen werden. Gruppe B (Ba, Bb) ist mit dem vorgeschlagenen Bewertungsansatz für tideoffene Marschengewässer (s. Kap. 6 & 7) zu bewerten, wobei für die Gruppe Ba u.U. eine angepasste Probenahmestrategie erforderlich sein könnte. Die Eckwerte der Gruppe B lassen sich folgt charakterisieren:

#### **Gruppe Ba: ‚limnisch‘ mit (anthropogen bedingt) hohem Tidehub**

Verzweigungsgrad = 1

Tidehub: hoch (Tidehub 2 - 2,5 m)

Salinität: limnisch; z.T. abweichend vom assoziierten Ästuarabschnitt

Sediment: Feinsediment, z.T. auch sandig, lokal u.U. Hartsubstrate

Struktur: z.T. Flachufer mit u.U. ausgedehnten Wattbereiche, z.T. auch steilere Uferbereiche

Fauna: Weichbodenfauna (Oligochaeta) aber auch Ephemeroptera, Trichoptera und andere Insecta, Crustacea und Mollusca.

#### **Gruppe Bb: ‚limnisch mit mäßig-geringerem Tidehub‘**

Verzweigungsgrad > 1

Tidehub: mäßig-geringer (Tidehub 0,5 – 2 m)

Salinität: limnisch, z.T. abweichend vom assoziierten Ästuarabschnitt

Sediment: Feinsediment, sandig, lokal u.U. Hartsubstrate

Struktur: z.T. Flachufer mit weniger ausgedehnten Wattbereichen, z.T. auch steilere Uferbereiche

Fauna: Ephemeroptera, Trichoptera und andere Insecta, Crustacea und Mollusca, Weichbodenfauna weniger prägend

Tab. 11 zeigt eine Übersicht über die Gewässer, die zu dieser Kategorie zu zurechnen sind.

**Tab. 11:** Vorkategorisierung (Gruppe B\_Ba, Bb) tideoffener Marschengewässer(abschnitte)(TOM) des Typs 22.1/22.1. EZG = Einzugsgebiet; TH = Tidehub. TH-Klasse 1: <0,5 m, TH2: 0,5 –1 m; TH3: 1-1,5 m; TH4: 1,5-2 m; TH5: 2-2,5 m, ZKL = Zustandsklasse nach WRRL; Pos. MS = Positionierung Messstellen; ÜG= Übergangsgewässer, STR = Stechrohre, GR = Greifer; Kat = Kategorie.

NR.	TOM	Verzweigungsgrad	EZG	Mündung	Salinität	Sediment	Länge (km)	TH-Klasse	TH anth. verändert	ökol. ZKL ÜG, Typ T1/22.3 nach AeTV	ökol. ZKL nach MG 22.1 nach AeTV	Vorschlag MZB-Beprob.	Pos. MS	Kat.	strukturelle Ähnlichkeit mit Ästuar	Vorschlag Bewertung
1	Leda oberer Abschnitt	1	Ems	Unterems_Typ 22.3	limnisch	Feinkorn	>20	5	deutlich	-	-	Multihabitat-sampling, Kescher (ggf. +STR od. GR)	oberer Abschnitt	Ba	Tidehub geringer	TOM
2	Ochtum	1	Weser	Unterweser_Typ 22.3	limnisch	Sand, Feinkorn	5	<5	deutlich	-	-	Multihabitat-sampling, Kescher, (ggf. +STR od. GR)	oberer Abschnitt	Ba	Tidehub geringer	TOM
3	Hunte (oberer Abschnitt)	1	Weser	Unterweser_Typ 22.3	limnisch	Sand, Feinkorn	>15	5	deutlich	-	-	Multihabitat-sampling, Kescher, (ggf. +STR od. GR)	oberer Abschnitt	Ba	Tidehub geringer	TOM
4	Este oberer Abschnitt	1	Elbe	Unterelbe_Typ 22.3	limnisch	Feinkorn_Sand	<4	5	deutlich	-	-	Multihabitat-sampling, Kescher (ggf. +STR od. GR)	oberer Abschnitt	Ba	Tidehub geringer	TOM
5	Lühe (oberer Abschnitt)	1	Elbe	Unterelbe_Typ 22.3	limnisch	Feinkorn_Sand	<4	4	deutlich	-	-	Multihabitat-sampling, Kescher (ggf. +STR od. GR)	oberer Abschnitt	Ba	Tidehub geringer	TOM
6	Oste (mittlerer - oberer Abschnitt)	1	Elbe	Unterelbe_Übergangsgewässer	oligohalin	Sand, Feinkorn	>45	5 - 3	mäßig	-	-	Multihabitat-sampling, Kescher (ggf. +STR od. GR)	mittlerer & oberer Abschnitt	Ba	Tidehub geringer	TOM
7	Pinnau (mittlerer - oberer Abschnitt)	1	Elbe	Unterelbe_Übergangsgewässer	limnisch	Feinkorn, Sand	>10	5 - 4	deutlich	-	-	Multihabitat-sampling, Kescher (ggf. +STR od. GR)	mittlerer & oberer Abschnitt	Ba	Tidehub geringer	TOM
8	Krückau (oberer Abschnitt)	1	Elbe	Unterelbe_Übergangsgewässer	limnisch	Feinkorn, Sand	<5	5 - 4	deutlich	-	-	Multihabitat-sampling, Kescher (ggf. +STR od. GR)	oberer Abschnitt	Ba	Tidehub geringer	TOM
9	Stör (mittlerer - oberer Abschnitt)	1	Elbe	Unterelbe_Übergangsgewässer	limnisch	Feinkorn, Sand	>20	5 - 3	mäßig-deutlich	-	-	Multihabitat-sampling, Kescher (ggf. +STR od. GR)	mittlerer & oberer Abschnitt	Ba	Tidehub geringer	TOM
1-N	Übrige tideoffene MG	>1	Ems, Weser, Elbe	in Gewässertyp 22.1	limnisch	Feinkorn, Sand	unterschiedlich <2 - >40	unterschiedlich 5 - 1	mäßig-deutlich	-	-	Multihabitat-sampling, Kescher (z.T. ggf. +STR od. GR)	überwiegend obere Abschnitte	Bb		TOM

## 6. Übersicht über benthosbasierte Bewertungsverfahren

Im Rahmen der Erfordernisse der EG-Wasserrahmenrichtlinie sind in den letzten Jahren verschiedene benthosbasierte Bewertungsverfahren für ganz unterschiedliche Gewässertypen erarbeitet worden. Hierzu gehören u.a. das für Fließgewässer entwickelte PERLODES-Verfahren (Meier et al. 2006), das PTI-Verfahren nach Schöll et al. (2005) für große Ströme sowie ein von Krieg (2005, 2007) zunächst für das Übergangsgewässer der Elbe (Typ T1) geltender, an den PTI angelehntes Bewertungsverfahren (AeTV). Ein zum AeTV alternativer Vorschlag („Ökotox-Ansatz“) der im Prinzip ebenfalls für die Bewertung von Übergangsgewässern als geeignet angesehen wird, ist der in den Niederlanden entwickelte BEQI (Ysebaert et al. 2004). Für Küstengewässer der Ostsee wurde der MarBit (Meyer et al. 2006) entwickelt, der derzeit auch für die Anwendung bestimmter Gewässertypen der Nordsee überprüft wird. Tab. 12 gibt eine Übersicht über einige Verfahren sowie deren Eckpunkte.

### 6.1 Hinweise zur Nutzung vorliegender Verfahren für die Bewertung tideoffener Marschengewässer

Grundsätzlich war zu überprüfen, ob bereits vorliegende benthosbasierte Verfahren (ggf. nach einer entsprechenden mehr oder weniger umfassenden Modifikation) möglicherweise auf die spezifischen Bedingungen der tideoffenen Marschengewässer angepasst werden können.

Vor diesem Hintergrund war es im Rahmen der Vorarbeiten abzuschätzen, ob eine Übertragung bzw. eine Anpassung möglich bzw. sinnvoll erscheint. Im Vorwege schieden allerdings bereits einige Ansätze aus, da die Entwicklung an diesen Verfahren zum Zeitpunkt der Betrachtung noch nicht abgeschlossen war oder die Ansätze für andere Gewässertypen konzipiert sind und daher Testanwendungen nicht möglich waren. Einige Aspekte sollen diesbezüglich kurz zusammengefasst benannt und die Nichtberücksichtigung der Verfahren kurz begründet werden. Folgende Aspekte sind dabei zu beachten, die eine ‚direkte‘ Übertragung eines der Ansätze als nicht praktikabel erscheinen lassen:

- Die Arbeiten an den Bewertungsvorschlägen waren während der Erstellung des vorliegenden Berichts z.T. noch nicht abgeschlossen. So ist das niederländische Verfahren BEQI derzeit noch zum einen noch nicht in allen Aspekten (ökosystemare Ebene) konkretisiert und zum anderen ist der Ansatz der für Küstengewässer konzipiert wurde (vgl. Ysebaert 2004), nicht ohne großen Aufwand auf die tideoffenen Marschengewässer anzupassen. Hierfür fehlen u.a. erforderliche Begleitdaten (Daten bzgl. Primärproduktion, Biomasse, Definition und Abgrenzung charakteristischer Ökotope).
- Ähnliches gilt auch für den MarBit dessen Konzeption auf Ostsee-Gewässertypen ausgerichtet ist. Eine Anpassung an Nordseelebensräume ist noch nicht abgeschlossen (Meyer et al. 2006). Im Prinzip ist eine Übertragung auf tideoffene Marschengewässer denkbar, aber mit einem sehr hohen Aufwand verbunden. Methodische Ansätze wie z.B. die Nutzung der taxonomischen Vielfalt als ein Metric sind auch für tideoffenen Marschengewässern im Prinzip aufgegriffen worden (s.u.).



- Ein Schweizer Ansatz von Fruttiger et al. (2005), der auch WRRL-Anforderungen erfüllt, ist ausschließlich für Fließgewässer einer anderen naturräumlichen Region konzipiert und daher in seiner jetzigen Konzeption ebenfalls nicht für Gewässer mit Tideeinfluss anwendbar. Gleichwohl handelt es sich um einen einfachen, nachvollziehbaren Ansatz. Methodische Ansätze wie die Fokussierung auf gewässerspezifische Indikatorgruppen sind auch für tideoffene Marschengewässer im Prinzip aufgegriffen worden.
- Das Bewertungstool Perloides (Meier et al. 2006), ein deutschlandweit abgestimmtes Verfahren zur benthiosbasierten Bewertung von Fließgewässern, sieht derzeit keine Bewertungsoption für Marschengewässer und insbesondere für tideoffene und/oder salzbeeinflusste Gewässertypen vor. Hier wäre also eine Identifizierung geeigneter Metrics erforderlich. Des weiteren erscheint die Konzeption des für die Perloides-Bewertung bedeutsamen ‚German Fauna Index‘ (zum GFI siehe u.a. Lorenz et al. 2004, Bioconsult 2007) aufgrund der Verrechnung ‚guter‘ und ‚schlechter‘ Indikatoren mit dem im Rahmen der vorliegenden Arbeit präferierten Referenzansatz weniger gut vereinbar (s. weiter unten).
- Ebenfalls berücksichtigt wurde ein Bewertungsansatz für Fließgewässer nach Holm (1989). Dieser ist explizit für kleine Fließgewässer der Geest konzipiert worden und daher nicht auf die tideoffene Marschengewässer übertragbar. Anders als z.B. der GFI (s.o.) erfolgt die Bewertung nicht durch Verrechnung von Indikatorwertzahlen sondern durch Aufsummierung von Indikatorwerten. Dieser methodische Ansatz wird auch für den vorliegenden Bewertungsansatz verfolgt.

Neben den oben genannten Bewertungsansätzen war es v.a. Aufgabe, das von Krieg (2005) für die Bewertung des ästuarinen Benthos vorgelegte AeTV-Verfahren (vgl. auch PTI von Schöll et al. 2005) für die Bewertung tideoffener Marschengewässer einzuschätzen. Da das Verfahren bereits anwendungsreif ist, war eine Testbewertung auf der Grundlage von Benthosdaten aus tideoffenen Marschengewässern möglich. Im folgenden Kapitel sind die zentralen Ergebnisse dieser Betrachtung zusammengefasst dargestellt.



Tab. 12: Übersicht über verschiedene benthosbasierte Bewertungsansätze für Fließ- und Küstengewässer

Verfahren (Bezeichnung)	Autor	Konzeptioneller Ansatz	Metrics	Referenzbedingungen	Bewertung	Anwendung
AeTV - Deutschland	Krieg (2005, 2007); in Anlehnung an Schöll et al. 2005 (s.u.)	Indikatoransatz, Vergabe artspezifischer Wertpunkte (ECO_werte) Berechnung nach Prüfung von Voraussetzungen (z.B. Homogenität der Proben, Mindesttaxazahl)	Artenzusammensetzung, Abundanz(flächen-bezogen)  Submetrics:  Mittlere Taxazahl/Probe  Artendiversität nach Fisher	Offene Taxaliste beinhaltet historisch und rezent nachgewiesene ästuarine Taxa,  ,interne Referenz',	-Verrechnung der Ecowerte gewichtet durch Abundanzklassen -Ermittlung von ECO_Klassen -Festlegung der Klassengrenzen für den ökologischen Zustand nach Expert-judgement.	Übergangsgewässer (Typ T1), tideoffene Gewässer Typ 22.3 (Ströme der Marschen) sowie Typ 20 (sandgeprägte Ströme)
PTI - Deutschland	Schöll et al. (2005)	Analog AeTV (s.o.)	Analog AeTV,  weitere Kennwerte u.a. r/K-Verhältnis passive/aktive Filtrierer	Offene Taxaliste,  potamon typische Gemeinschaft	Analog AeTV - Festlegung der Klassengrenzen für den ökologischen Zustand gewässertypspezifisch	Große Flüsse, Schiffahrtskanäle  tidebeeinflusste Ströme (Typ 20).
Perloides - Deutschland	Meier et al. (2005)	Multimetrischer gewässerspezifischer Indikatoransatz (Vergabe von Wertpunkten)  Modular aufgebaut: - Allg. Degradation - Versauerung - Saprobie	Artengemeinschaft und Artenzahl, Toleranz, Vielfalt und Diversität, Funktionale Metrics;  Vielzahl von gewässerspezifischen Metrics und Indices integriert	Gewässertypenspezifische Referenzgemeinschaften  aktuelle Referenz- bzw. „best of“-Gewässer, Expert-judgement	- Ermittlung von Ankerpunkten (metricspezifisch). Oberer Ankerpunkt = Referenzwert. - Gewichtete Aggregation der Metricsergeb. (GFI trägt z.B. zu 50% zum Ges.-Ergebnis bei)	Alle limnischen Fließgewässer  In Marschengewässern insbesondere in tideoffenen MG nicht anwendbar
Makroindex, IGBN (Indice biologique global normalisé) - Schweiz	Frutiger et al. (2005)	Indikatorkonzept, fokussiert auf relevante Gruppen (Steinfliegen, Köcherfliegen)	Quotient Insektenfauna/Andere Differenzierung  taxonomischer Einheiten Abundanz (Schätzklassen) Verbale Charakterisierung	Besiedlung von Referenzgewässern, Expert-judgement,	- Anzahl und Abundanz (Mindestanzahl an Ind./Art erforderlich) der Indikatororganismen differenziert nach Taxagruppen,  - Festlegung von Klassengrenzen für eine 5-stufige Bewertung	Fließgewässer
MarBit - Deutschland	Meyer et al. (2006)	Vergleich mit Referenzgemeinschaft	Artenvielfalt (taxonomic spread index),  Abundanz,  Toleranz und Sensitivität der Taxa (%-Anteil)	ökotopbezogene Referenzgemeinschaft abzuleiten aus historischen und rezenten Daten, expert judgement	- Ermittlung metrikbezogener Zustandsklassen, - Verrechnung der Ergebnisse zu einem Gesamtergebnis (Medianwert der Einzelbewertungen)	Küstengewässer Ostsee, Anpassung an Küstengewässertypen der Nordsee
BEQI - Niederlande	Ysebaert et al. (2004)	Vergleich mit Referenzgemeinschaft auf versch. Betrachtungsebenen: 1. ökosystemar 2. Habitatdiversität 3. Artengemeinschaft	Artenzahl Abundanz Biomasse	ökotopbezogene Referenzgemeinschaft, abzuleiten aus historischen und rezenten Daten, expert judgement	Festlegung von metrik-spezifischen Klassengrenzen vor dem Hintergrund der Referenz, ökotopbezogen	Küstengewässer Nordsee
Ökologischer Bewertungsrahmen	Holm (1989)	Indikatoransatz, Vergabe von artspezif. Wertpunkten nach ökol. Ansprüchen	Artengemeinschaft  Abundanz (Häufigkeitsklassen)	Max. Wertpunktsumme für Klasse ‚naturnah‘ orientiert an Referenzgewässern	Abstufung der Wertpunktsummen in 5 Klassen (Wertzahlen 1–5). Festlegung der Klassengrößen (1-5) nach Expert judgement	Kleine Fließgewässer

### 6.1.1 AeTV

Im Focus der Betrachtung bereits vorhandener Bewertungsansätze steht, wie oben bereits angesprochen, v.a. das Verfahren AeTV von Krieg (2005, 2007), das aus methodischer Sicht auf dem von Schöll et al. (2005) entwickelten Potamon-Typie-Index (PTI) beruht. Der AeTV wird seit 2005 in der Tideelbe (für die Typen T1, 20 und 22.3) erprobt bzw. angewendet. Aufgrund der Tatsache, dass mit dem AeTV ein anwendungsreifes Bewertungsverfahren für Tidegewässer vorliegt, sollte im Rahmen der vorliegenden Arbeit überprüft werden, ob das Verfahren auch für die Bewertung tideoffener Marschengewässer sinnvoll genutzt werden kann.

Hier war allerdings zu beachten, dass verfahrensspezifisch bestimmte Datenqualitäten und -umfänge erforderlich sind. Dies gilt beispielsweise die Erfassungsmethodik sowie für die taxonomische Tiefenschärfe. So setzt die Anwendung des AeTV z.B. eine Artansprache auch bei den Taxagruppen Oligochaeta (inkl. kleiner Oligochaeta <250 µm) und Chironomidae voraus. Diese Gruppen sind in anderen Verfahren (z.B. PERLODES) für die Bewertung weniger bedeutsam. Hinweise zur Methodik sind Kap. 2.2.1 sowie im Detail Krieg 2005 und Krieg 2007 zu entnehmen.

Für eine weitgehend uneingeschränkte Anwendung des AeTV lagen daher nur begrenzt geeignete Datensätze vor. Hierzu gehören die von Kiel et al. (2004) im Rahmen des Projektes zur ökologischen Bewertung von Marschengewässern generierten Daten sowie analoge Untersuchungen von Hagge et al. (2004) aus schleswig-holsteinischen Marschengewässern. Um die Datenbasis für die angestrebte Testanwendung zu erweitern, wurden in 2007 AeTV-konforme Untersuchungen an tideoffenen Marschengewässern durchgeführt. Insgesamt sind 12 tideoffene Gewässer (13 Messstellen) in den Einzugsgebieten der Ems, Weser und Elbe beprobt worden. 4 Messstellen wurden im Rahmen des operativen WRRL-Monitorings beprobt und 9 Messstellen im Rahmen von Datenerhebungen für die Bearbeitung des Bewertungsverfahrens ‚tideoffene Marschengewässer‘. Die taxonomische Bearbeitung der Proben erfolgte durch H.-J. Krieg (TuUG Tangstedt). Tab. 13 gibt eine Übersicht über die in 2007 nach AeTV-Methodik beprobten tideoffenen Marschengewässer.

**Tab. 13:** Übersicht über die in 2007 nach AeTV untersuchten tideoffenen Marschengewässer. EZG = Einzugsgebiet. MS = Messstellen. \* Untersuchung im Rahmen des operativen WRRL-Monitoring (NLWKN Brake 2007).

Ems-EZG (5 MS)	Weser_EZG (5 MS)	Elbe-EZG (3 MS)
Aue (Klempbusch)*, Aue (Lohorst)*, Barssele Tief, Jümme, Südgeorgsfehnkanal	Geeste (Bremerhaven), Hunte*, Ochstum*, Vareler Bäke, Wümme (Borgfeld/Lilienthal)	Bützflether Süderelbe, Ruthenstrom, Wedeler Aue (Schleswig-Holstein)

Neben der Verbreiterung der Datenbasis für die Anwendungstests sollten die Untersuchungen auch dazu dienen Kriterien wie Praktikabilität und Probenahmeaufwand einzuschätzen.

Vor dem Hintergrund dieser Ziele wurden die Ergebnisse der Untersuchungen in verschiedenen Fachgesprächen im Verlauf der Bearbeitung mit Vertretern der verschiedenen NLWKN sowie des LANU (LLUR) diskutiert. Im Folgenden sollen diesbezüglich die zentralen Aspekte kurz zusammengefasst dargestellt werden.

### Untersuchungsergebnisse

Auf eine detaillierte Darstellung der faunistischen Ergebnisse wird hier verzichtet, da diese bereits in Kap. 4 zusammen mit den übrigen Daten berücksichtigt wurden und im Detail auch der Datenübersicht entnommen werden können. Ein zusammenfassender Überblick soll an dieser Stelle jedoch erfolgen: Insgesamt konnten in 2007 mittels AeTV 152 Taxa erfasst werden, die sich auf 16 Großgruppen verteilen (Tab. 14). Die Taxazahlen variierten zwischen 19 (Jümme) im Minimum und 54 Taxa (Vareler Bäke) im Maximum. Die Diptera (51 Taxa) und Oligochaeta (42 Taxa) waren mit deutlichem Abstand die artenreichsten Gruppen. Allerdings traten z.B. >60% der Diptera eher sporadisch als Einzelfänge in den Proben auf. Nur wenige Taxa (wie z.B. Chironomini, Chironomidae) sind mit höherer Nachweishäufigkeit erfasst worden. Dies gilt im Prinzip aber auch für die meisten Arten der übrigen Taxagruppen.

**Tab. 14:** Zusammenfassende Übersicht der AeTV-konformen Benthosuntersuchungen in 12 tideoffenen Marschengewässern im Ems-, Weser- und Elbe-Einzugsgebiet (2007)

	Anzahl Taxa	Spanne Taxa-Stetigkeit (%)	Dominante Taxa	Ind./m <sup>2</sup>
<b>Bivalia</b>	8	7,7 - 15,4	v.a. Pisidien	2 - 1.800
<b>Bryozoa</b>	2	7,7	Einzelfunde	-
<b>Crustacea</b>	14	7,7 - 76,7	v.a. Gammarus juv., Corophium juv.	9 - 9.358
<b>Diptera</b>	51	7,7 - 76,7	v.a. Chironomini, Chironomidae, viele Einzelfunde	1 - 2.619
<b>Ephemeroptera</b>	9		Caenis sp.	1 - 22
<b>Gastropoda</b>	10	7,7 - 23,1	Bithynia tentaculata, viele Einzelfunde	1,25 - 183
<b>Heteroptera</b>	3	7,7 - 15,4	Micronecta minutissima, Einzelfunde	1,25 - 65
<b>Hirudinea</b>	3	7,7 - 15,4	Helopdella stagnalis, Einzelfunde	4,9 - 108
<b>Hydrozoa</b>	2	7,7 - 38,5	Cordylophora caspia	-
<b>Odonata</b>	1	15,4	Coenagrionidae	13
<b>Oligochaeta</b>	42	7,7 - 100	v.a. Tubificidae ohne bzw. mit Haarborsten, Limnodrilus hoffmeisteri	26 - >43.000
<b>Trichoptera</b>	2	7,7	Einzelfunde	1,25 - 2
<b>sonstige</b>	4	-	Polychaeta, Nematoda, Turbellaria Einzelfunde	-

### AeTV-Bewertungsmethodik

Grundlage des Verfahrens (ausführliche Beschreibung und Begründung siehe Krieg 2005, Schöll & Haybach 2001, Schöll et al. 2005) bildet eine so genannte offene Taxaliste und eine Klassifizierung der Benthostaxa mittels Indikatorwerte (ECO\_Werte). Die Liste umfasst typische Taxa der ästuarinen Lebensräume und speist sich aus überwiegend rezenten aber auch historischen Angaben (vgl. Krieg 2005). Jede der definitionsgemäß systemtypischen Spezies wird mit einem so genannten Eco-Wert versehen. Der Eco-Wert ist eine dimensionslose Zahl von 1 bis 5, die eine gewisse Auskunft über die ‚Qualität‘ als Indikatorart gibt. Die werden Spezies werden nach Krieg (2005) prinzipiell nach ihrer Bindung zum Habitat durch die Eco-Werte eingestuft, dabei bedeutet:

Eco\_Wert 0 = Taxon nicht eingestuft

Eco\_Wert 1 = keine spezifische Bindung; extrem (hol-) euryöke Art, bspw. Ubiquist, Generalist

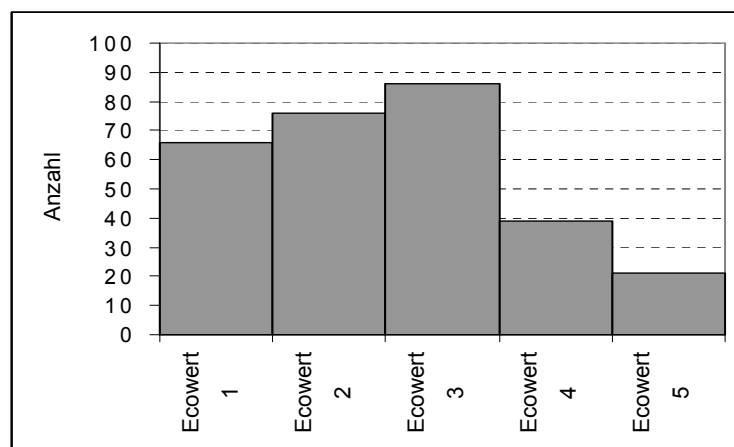
Eco\_Wert 2 = schwache Bindung; euryöke Art, bspw. schwache Salztoleranz, eher limnophil

Eco\_Wert 3 = Bindung mehr oder weniger ausgeprägt; noch euryöke Art, z.B. salztolerant oder limno-/rheophil

Eco\_Wert 4 = Charakterart mit starker Bindung; weitgehend stenöke Art, z.B. Salzpräferenz oder rheo-/limnophil, oft stenotop

Eco\_Wert 5 = Charakterart mit sehr starker Bindung, stenöke Art, bspw. genuine Brackwasser- oder rheobionte Art und stenotop

Abb. 19 zeigt die Verteilung der in der offenen Taxaliste des AeTV aufgeführten Spezies auf die Eco-Wert-Klassen 1 – 5. Es wird deutlich, dass die ästuarinen Lebensräume nur durch eine im Vergleich eher geringere Anzahl mehr oder weniger stenöker Arten (Ecowerte 4 & 5) gekennzeichnet sind. Dominiert sind v.a. Arten mit einer geringeren ökologischen Plastizität (charakterisiert v.a. durch die Eco-Werte 1 & 2). Solche Taxa sind gegenüber räumlich und zeitlich wechselnden Rahmenbedingungen, wie sie in Tidelebensräumen (auch natürlicherweise) besonders ausgeprägt sind, tolerant.



**Abb. 19:** Eco-Wert-Verteilung innerhalb der derzeitigen offenen Benthos-Taxaliste für die Tideästuare (vgl. Krieg 2005, 2007)

Die für die ästuarinen Gewässertypen (T1, Typ 22.3, Typ 20) erstellte Taxaliste entspricht dabei nicht einer Referenz im eigentlichen Sinne, d.h. sie stellt keine definierte Referenzgemeinschaft dar, die als Messlatte für den oberen Ankerpunkt ‚sehr guter Zustand‘ dient und anhand derer der gegenwärtige Zustand bemessen wird. Der sehr gute ökologische Zustand erfordert also nicht die Präsenz aller in der Taxaliste vorhandenen Arten. Die Bewertung erfolgt über die Berechnung des AeTV-Index. Dessen mögliche Werteskala ist in 5 Klassen unterteilt (expert judgement), die den jeweiligen ökologischen Zustand von ‚sehr gut‘ – ‚schlecht‘ indizieren (s.u.).

Das von Schöll et al. (2005) entwickelte PTI-Berechnungsverfahren wurde von Krieg (2005) für den AeTV übernommen. Einige wesentliche Aspekte der Methodik seien an dieser Stelle aufgeführt: Die Eco-Werte werden durch Multiplikation mit einem Indikatorwert (G) gewichtet. Dadurch erfolgt eine größere Spreizung der Eco-Werte, so dass Charakterarten mit sehr starker Bindung (stenöke Arten) im Vergleich zu euryöken Arten für die Bewertung eine höhere Bedeutung bekommen. Der AeTV ergibt sich insgesamt aus dem gewichteten Mittel der Eco-Werte der in einer Probe vorhandenen Arten, es kommt also zu einer Verrechnung der verschiedenen Indikatoren. Hierbei erfolgt neben der Gewichtung durch den Indikatorwert (s.o.) eine weitere durch Einbeziehung nach der relativen Abundanz (Abundanzklassen) der Arten. Das Verfahren prüft zudem bestimmte Voraussetzungen wie:

- Ausmaß der Standardabweichung der Teilproben einer Messstelle ( $<0,3$ )
- Mindestanzahl der Taxa in einer Probe ( $>25$ )
- Mindestanzahl AeTI-indizierter Taxa ( $> 50\%$  der Gesamttaxazahl einer Probe)
- Mittelwert  $<$  Varianz
- Homogenität (Chi<sup>2</sup>-Test).

Im Prinzip sind die Bewertungen nur bei Einhaltung dieser Voraussetzungen ‚gültig‘. Bei Nichterfüllung einer oder mehrerer der Bedingungen bleibt die Beurteilung des resultierenden Bewertungsergebnisses letztlich der fachlichen Einschätzung überlassen. Dies gilt auch für die Ergebnisse der Begleitparameter *mittlere Artenzahl* und *Fisher-Diversität*. Das Verfahren aggregiert die genannten Parameter nicht zu einer Gesamtbewertung mit dem AeTI-Index (gewichtete Eco-Werte). Bei den Begleitparametern handelt es sich im Prinzip um Hilfsgrößen, die zur Begründung einer ggf. aus fachlicher Einschätzung abweichenden Beurteilung des AeTI-Index herangezogen werden können. Durch den Berechnungsvorgang nimmt der AeTI-Index Werte zwischen 1 und 5, wobei aber anders als bei der Einstufung der artspezifischen Eco-Werte die Ziffer Klasse 1 den ‚sehr guten‘ und die Klasse 5 den ‚schlechten ökologischen Zustand‘ signalisiert. Das bedeutet, aus einer hypothetisch ausschließlichen Präsenz von Spezies mit dem Eco-Wert 5 resultiert ein AeTI-Index von 1 (sehr gut). Tab. 15 zeigt die von Krieg (2007) festgelegten Klassengrenzen für die Zuordnung zu einem EQR bzw. zu den entsprechenden ökologischen Zustandsklassen ‚sehr gut‘ – ‚schlecht‘.

**Tab. 15:** Klassengrenzen AeTI-Index bzw. zugeordneter EQR (Ecological Quality ratio) zu Bestimmung der ökologischen Zustandsklasse (nach Krieg 2007)

AeTI-Index	EQR	Zustandsklasse
1 - 1,3	$>0,925$	sehr gut
$>1,3 - 1,8$	$>/= 0,8$	gut
$>1,8 - 2,8$	$>/=0,55$	mäßig
$>2,8 - 3,9$	$>/=0,275$	unbefriedigend
$>3,9 - 5$	$<0,275$	schlecht

Die Zuordnung des AeTI-Index zu einem EQR-Wert erfolgt dabei über die Funktion  $Y = -0,25x + 1,25$ . Die nicht linear festgelegten Klassengrenzen (zur Begründung vgl. Krieg 2007) des AeTI-Index führen zu einer ebenfalls nicht linearen Skalierung des EQR. Auffällig bei der vorgeschlagenen Skaleneinteilung erscheint u.E. die Tatsache, dass ein AeTI-Index = 2 (z.B. ausschließliche Präsenz von Arten mit Eco-

Wert 4) zu einem EQR von 0,75 und damit zu einer nur ‚mäßigen Zustandsklasse‘ führt (vgl. Tab. 15). Vor dem Hintergrund der Definition für die Vergabe des Eco-Wert 4 (s.o.) und der linksschiefen Verteilung der Eco-Wert-Häufigkeiten (d.h. deutliche Dominanz von Spezies mit Eco-Werten <4, vgl. Abb. 19) erscheint eine solche Skalierung nicht plausibel.

### Bewertungsergebnisse

Alle vorliegenden Daten (inkl. nicht AetV-konform erhobener Daten) wurden, so weit möglich, für die Bewertung aufbereitet und mittels AeTV bewertet. Insgesamt sind 77 Datensätze aus 26 tideoffenen Marschengewässern in das vorliegende Tool eingespeist worden. Die entsprechenden Ergebnisse der bewertungsrelevanten Metrics *AeTI-Index* (zentraler Parameter), *mittlere Artenzahl* (Begleitparameter) sowie *Fisher-Diversität* (Begleitparameter) sind im Detail der Anlage 1 bzw. einer Übersichtstabelle im Anhang 2 zu entnehmen.

An dieser Stelle sei jedoch darauf hinzuweisen, dass der Großteil der bewerteten Datenreihen methodisch nicht entsprechend erhoben wurde, so dass i.d.R. die Bedingungen für eine ‚gültige‘ AeTV-Bewertung nur zum Teil erfüllt wurden bzw. werden konnten. Die meisten Bewertungsergebnisse haben daher nur orientierenden Charakter. Dennoch konnten aus den Ergebnissen im Hinblick auf die Frage in wie weit eine prinzipielle Anwendbarkeit des AeTV in tideoffenen Marschengewässern sinnvoll ist, wesentliche Schlüsse gezogen werden. Tab. 16 zeigt eine Übersicht der nach AeTV-Methodik in 2007 erhobenen Daten.

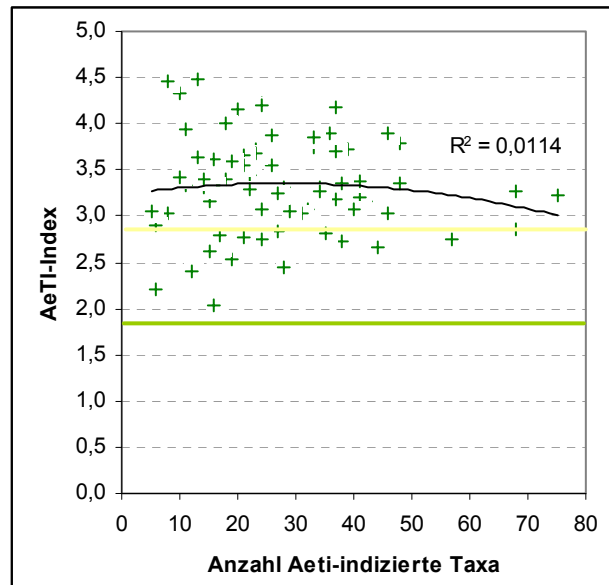
**Tab. 16:** Bewertungsergebnisse der nach AeTV-Methodik in 2007 beprobten tideoffenen Marschengewässer.

Gewässer	Messstelle	Abkürzung	Referenz	Jahr	Aeti- eingestuft	Gesamttaxazahl I-Aeti	Aeti-Wert	Mittlere Artenzahl	Fishers-Div	Gesamtbewertung
Geeste	Bremerhaven	GE-MG07	NLWKN_Brake	2007	16	24	2,04	6,4	1,31	mäßig - Tendenz unbefriedigend
Aue	Klembusch	AUE-K_MG07	NLWKN_Brake	2007	18	23	3,40	23,0	2,26	unbefriedigend
Aue	Lohorst	AUE-L_MG07	NLWKN_Brake	2007		20	3,26	20,0	1,40	unbefriedigend
Aue	Klembusch+Lohorst	AUE-Klem_Loh_MG07	NLWKN_Brake	2007	22	29	3,40	10,0	2,67	unbefriedigend
Bützflether Süderelbe		Bsü-MG07	NLWKN_Brake	2007	16	20	3,13	7,3	1,64	unbefriedigend
Barsseler Tief		BT-MG07	NLWKN_Brake	2007	21	33	3,56	7,5	2,57	unbefriedigend
Hunte	Reithörne	HU-MG07	NLWKN_Brake	2007		34	2,76	10,8		mäßig - Tendenz unbefriedigend
Jümme		JÜ-MG07	NLWKN_Brake	2007	11	17	3,33	6,0	1,11	unbefriedigend
Ochtum	Sperwerk	OS-MG07	NLWKN_Brake	2007	27	38	2,83	11,5	2,38	mäßig - Tendenz unbefriedigend
Ruthenstrom		Ruthenst07	NLWKN_Brake	2007	17	29	2,69	14,4	1,96	mäßig
Südgeorgsfehkanal		SFG-MG07	NLWKN_Brake	2007	16	25	3,34	8,1	1,56	unbefriedigend
Varreler Bäke		VB-MG07	NLWKN_Brake	2007	32	44	3,08	10,4	3,96	unbefriedigend
Wedeler Aue		WA-MG07	NLWKN_Brake	2007	40	49	3,08		4,07	unbefriedigend
Wümme	Borgfeld	Wü-Bo MG07	NLWKN_Brake	2007	19	32	2,53	6,0	2,12	mäßig - Tendenz unbefriedigend

Die meisten der in Tab. 16 aufgeführten Messstellen sind als ‚unbefriedigend‘ bewertet worden, lediglich 4 Messstellen sind als ‚mäßig‘ klassifiziert, diese weisen aber aufgrund des ungünstigen Diversitätswertes nach Fisher eher eine Tendenz zur einer schlechteren Zustandsklasse auf.

Vergleichbare Befunde zeigen sich auch auf der Ebene aller Bewertungsergebnisse. So wurden 14 Messstellen als ‚mäßig‘, 48 als ‚unbefriedigend‘ und 15 als ‚schlecht eingestuft‘ (vgl. Anhang 2). Insgesamt waren die Ergebnisse des AeTI-Index dabei weitgehend unabhängig von der Taxazahl ( $R^2 < 0,1$ , vgl. Abb. 20). Tendenziell wurden sogar bessere Ergebnisse erzielt, wenn die Taxazahl eher mäßig hoch war. So lag die Mehrzahl der AeTI-Index-Werte von <2,8 (Grenze mäßig/unbefriedigend) bei Taxazahlen von 20 – 30 (Abb. 20).





**Abb. 20:** Abhängigkeit des AeTI-Index von der Anzahl AeTI-indizierter Taxa. Datengrundlage verschiedene AeTV-konforme und nicht AeTV-konforme Daten (N = 78). Datengrundlage und Bewertungsergebnisse s. Anhang 2.

**Beispiel Pinnau:** Die von Hagge et al. (2004) weitgehend AeTV-konform erhobenen Pinnau-Daten (Stationen 1- 4) wiesen mit insgesamt 75 AeTI-indizierten Taxa eine hohe Artenvielfalt auf. Der resultierende AeTI-Index-Wert lag dennoch bei lediglich 3,23 (= EQR von 0,44) welcher die ökologische Zustandsklasse ‚unbefriedigend‘ signalisiert. Die Begleitparameter mittlere Artenzahl (gut) und Fisher-Diversität (mäßige) lagen über der AeTI-Klassifizierung. Das Artspektrum der Pinnau-Stationen rekrutierte sich aus 11 Großtaxagruppen wobei die Oligochaeta (23) sowie die Diptera (19) die jeweils höchste Artenvielfalt aufwiesen. Aus dem Gesamtspektrum aller Arten waren ca. 7% mit dem Eco-Wert ‚4‘ (‚Charakterart‘) klassifiziert; 23% der Taxa waren mit den Eco-Wert 3 (‚mäßige Bindung‘) eingestuft. Die Dominanz (70%) weitverbreiteter Taxa (Eco-Wert 1 & 2), die zum größten Teil auch zum typischen Fauneninventar von Marschengewässern gezählt werden können, führt in Folge des Verrechnungsprozesses sowie vor dem Hintergrund der festgelegten Klassengrenzen zu der ‚unbefriedigenden Zustandsklasse‘. Da die Benthosgemeinschaft durch mehrere Großtaxagruppen und einer insgesamt hohen Taxazahl vertreten ist, erscheint das AeTI-Ergebnis im Vergleich zu anderen Ergebnissen nicht plausibel. Diese Einschätzung wird durch die Tatsache unterstützt, dass in besser bewerteten Gewässer wie z.B. Geeste oder Ruthenstrom (s. Tab. 16) zum einen deutlich geringere Taxazahlen (25 bzw. 29) und zum anderen auch deutlich weniger Großtaxagruppen (3 bzw. 5) vorhanden waren. Zu dem weniger plausiblen Ergebnis für die Pinnau trägt z.T. auch die Kalkulationsmethode (gewichteter Eco-Mittelwert) des AeTI-Index bei. Taxa mit Ecowerten 1 – 3 gehören zum ‚normalen‘ Inventar ästuariner Lebensräume und treten i.d.R. mehr oder weniger stetig und gleichzeitig in höherer Individuenzahl auf. So nimmt bei einer deutlichen Dominanz solcher Taxa bei zunehmender Artenzahl auch die Wahrscheinlichkeit zu, dass die euryöken Taxa das AeTI-Ergebnis trotz Präsenz stenotoper Taxa zunehmend bestimmen. Dies ist bei der Pinnau der Fall. Die besser bewerteten Messstellen in der Geeste oder Ruthenstrom weisen ähnlich viele als stenotop klassifizierte Arten auf, aber deutlich weniger tolerantere Taxa.

### *Einschätzung Anwendbarkeit*

**Probenahme und Probenaufbereitung:** Die Probenahme nach AeTV ist vergleichsweise aufwändig. In größeren Gewässern ist ein Bootseinsatz erforderlich, wobei die Probenahme von wenigstens 2 Personen durchgeführt werden muss. Eine Probenahmeinheit besteht aus der Entnahme von i.d.R. 8 (bei kleineren Gewässern 5) Probenahmestationen (Quertransekt), an denen jeweils 3 Bodenproben mittels Van Veen-Greifer entnommen werden. Eine Siebung eines kompletten Van Veen-Greifers über 500 µm erfolgt vor Ort. Aus jedem Greifer werden zudem Stechrohrunterproben entnommen. Das Material aus den Stechrohrunterproben wird vor Ort mittels Formol fixiert und erst im Labor weiterbearbeitet. In Abhängigkeit der räumlichen Entfernung der zu untersuchenden Gewässer ist es möglich ca. 3+ Messstellen/Tag zu beproben.

Die über 500 µm vor Ort gesiebte Van Veen Greiferprobe wird im Labor quantitativ sortiert. Je nach Probe erforderte die Sortierung mittels Binokular durchschnittlich ca. 2,5 h je Greiferprobe (500 µm). Ein bedeutsamer Zeitfaktor ist dabei der Detritusanteil in den Proben. Je höher dieser ist, je länger ist die Dauer des Sortierungsprozesses. Insgesamt ist je nach Anzahl der Teilproben einer Probenahmeinheit (5 – 8 Teilproben für Marschengewässer) mit einer Dauer von bis zu ca. 2 Arbeitstagen für die Sortierung der 500 µm Fraktion einer Messstelle zu rechnen. Neben der Bearbeitung der 500 µm-Fraktion erfolgt eine Elutration des Stechrohrmaterials und eine Siebung über 250 µm. Aus den gesiebten Proben werden die Organismen quantitativ aussortiert. Danach erfolgt die taxonomische Bearbeitung der Organismen. Da wie bereits oben beschrieben, u.a. insbesondere auch kleine Oligochaeta und Diptera bis zur Art angesprochen werden müssen, erfordert dieser Bearbeitungsschritt im Mittel bis zu 3 h/Teilprobe. Eine genaue Angabe ist in diesem Zusammenhang nicht möglich, da die Bearbeitung der Stechrohrproben sowie die taxonomische Bearbeitung durch HuUG Tangstedt (H.-J. Krieg) durchgeführt wurde.

**Bewertungsansatz methodisch:** Im folgenden sollen einige Aspekte, die aus der Anwendung des AeTV und der Gemeinschaftsanalyse abgeleitet wurden stichpunkthaft aufgeführt werden.

- die Auswertung der Daten s. Kap. 4 hat gezeigt, dass die tideoffenen Marschengewässer durch eine diverse Fauna besiedelt sein kann, wobei auch die Insektenfauna (ohne Diptera) einen nennenswerten Anteil hat. Die weichbodenfokussierte Beprobungs- und Bewertungsstrategie ist vor diesem Hintergrund nur sehr eingeschränkt aussagekräftig.
- Berücksichtigung der Abundanz über die festgelegten Abundanzklassen ist nicht artspezifisch differenziert; die Festlegung der Abundanzklassen ist an die überwiegend individuenstarke Weichbodenfauna (Oligochaeta) angepasst. So können z.B. Großmuscheln natürlicherweise nie die höchsten Abundanzklasse erreichen. Da die Berechnung des AeTV auch maßgeblich von den Abundanzen bestimmt werden kann, haben insbesondere natürlicherweise weniger abundanzstarke Taxa gegenüber Oligochaeta auf die Bewertung u.U. einen deutlich geringeren Einfluss. Präferiert wird eine so weit möglich artspezifische Berücksichtigung der Abundanz.
- Indikation der Oligochaeta und Diptera für die Bewertung von tideoffenen Marschengewässern u.E. nicht immer eindeutig. Der größte Teil der in den tideoffenen Marschengewässern dokumentierten Diptera sind derzeit (noch) nicht durch einen Indikatorwert eingestuft.

- Kalkulation des AeTV: durch Verrechnung der Taxa mit geringen und hohen Ecowerten steht u.E. dem Indikatoransatz z.T. entgegen. So wird in gewisser Weise die Präsenz stenotoper Arten und die damit verbundene Indikation durch gleichzeitig vorhandene tolerante Spezies und eine damit verbundene Abwertung wieder in Frage gestellt. Gerade vor dem Hintergrund der spezifischen Bedingungen der Tidelebensräume sollte überprüft werden, ob die formale Abwertung durch tolerante Spezies, die auch historisch (s.u.) zur ästuarinen typischen Faunengemeinschaft gehört sinnvoll ist.
- Unklare Aussagekraft der Fisher-Diversität, u.E. sollte die Eignung dieses Parameters für ästuarine Lebensräume überprüft werden
- Bewertung nicht direkt gekoppelt mit der taxonomischen Vielfalt. Das heißt der ‚gute Zustand‘ könnte formal auch durch ausschließliche Präsenz von Vertretern nur einer taxonomischen Großgruppe berechnet werden. Hierdurch besteht die Gefahr, dass sich der Aspekt Ökotoptvielfalt, der durch Präsenz oder Fehlen verschiedener Gruppen mit unterschiedlichen Habitatansprüchen abgebildet werden könnte, nicht ausreichend über die Bewertung abbildet.
- Bewertungsmaßstab ist nicht klassisch referenzbasiert; der Referenzansatz wurde aber für die tideoffenen Marschengewässer als sinnvoll angesehen (s.u.). Festlegung der Klassengrenzen für den ökologischen Zustand ist über den Referenzansatz eindeutiger nachvollziehbar.
- Hoher Probenahme- und Auswertungsaufwand steht einer z.T. eingeschränkten Aussagekraft (da auf die Weichbodenfauna fokussiert) der AeTV-basierten Bewertungsergebnisse, für tideoffene Marschengewässer des Typs 22.1/22.2 gegenüber.

Die oben genannten Befunde zeigen insgesamt, dass der für ästuarine Lebensräume konzipierte AeTV-Ansatz (inkl. Probenahmestrategie) für die tideoffenen Gewässer v.a. der Kategorien ‚B-a‘ bzw. ‚B-b‘ (s. Kap. 5) nicht ohne weiteres übertragbar ist. Wesentliche Ansätze (Referenzfrage, Fokussierung auf Weichbodengemeinschaft, Probenahmestrategie) müssten für die Anwendung in tideoffenen Marschengewässer neu diskutiert werden. Teilaspekte z.B. Differenzierung der Taxa nach Sensitivität bzw. Toleranz mittels Eco-Wert als Grundlage der Bewertung sind dagegen auch für tideoffene Marschengewässer sinnvoll nutzbar.

## 6.2 Fachliche Vorabstimmung

Der generelle methodische Ansatz sowie die Auswahl der relevanten Messgrößen zur Bewertung der norddeutschen tideoffenen Marschengewässer mittels Makrozoobenthos ist auch Ergebnis einer projektbegleitenden (kontinuierlichen) Abstimmung mit den beteiligten Fachleuten aus den NLWKN (Aurich, Brake, Stade, Verden) sowie dem LANU (Kiel).

Der fachliche Abstimmungsprozess, der auch vor dem Hintergrund der Betrachtung der oben skizzierten bereits vorliegenden benthosbasierten Bewertungsansätze erfolgt ist, führte zu folgenden Schluss-

folgerungen, die wir im Rahmen der vorliegenden Arbeit im Hinblick auf die grundsätzliche methodische Vorgehensweise berücksichtigt haben. Diese seien hier zusammengefasst aufgeführt:

- Ein multimetrischer Ansatz ist sinnvoll und wird auch für die norddeutschen tideoffenen Marschengewässer verfolgt.
- Die Einteilung der Taxa nach sensitiveren und toleranteren ist sinnvoll. Diese Einteilung erfolgt analog zu Krieg (2005), Schöll et al. (2005) sowie in Anlehnung an Holm (1989) anhand von artspezifischen Indikatorwerten.
- Eine Gewichtung der artspezifischen Indikatorwerte nach Schöll et al (2005) bzw. Krieg (2005) ist sinnvoll
- Eine differenzierte Bewertung taxonomischer Großgruppen ist sinnvoll, da diese unterschiedliche Habitatansprüche (z.B. Sediment, Totzholz, Phytal, hydrologische Rahmenbedingungen) reflektieren und über ihr Fehlen bzw. ihre Präsenz Hinweise auf den ökologischen Zustand des Gewässers zulassen. Darüber hinaus können aus den Befunden eingeschränkt auch Hinweise auf Beeinträchtigungsfaktoren abgeleitet werden.
- Eine Fokussierung auf spezifische Indikatorgruppen besonders aussagekräftige Taxagruppen für die Bewertung ist sinnvoll. Auf der Grundlage der Datenauswertungen (s. Kap. 4.1.1, Kap. 7) sind Eintags-, Köcher-, Steinfliegen, Käfer, Libellen sowie Schnecken und Muscheln als prioritär geeignet anzusehen.
- Die von der WRRL zu berücksichtigende Messgröße ‚Abundanz‘ (z.B. Häufigkeitsklassen) soll artspezifisch festgelegt werden.
- Die Bewertung erfolgt durch Ermittlung der Abweichung von einem Referenzzustand.

**Fazit:** Aufgrund der aus fachlicher Sicht als sinnvoll erachteten generellen Punkte, die für die Konzeption eines Bewertungsverfahrens für tideoffene Marschengewässer berücksichtigt werden sollen, war eine Adaption – wie bereits oben am Beispiel des AeTV verdeutlicht – der vorliegenden Ansätze aus unterschiedlichen Gründen (Verfahren noch nicht fertiggestellt, Fokus auf andere Naturräume, Fokus auf andere Gewässertypen, Verfahren geeicht auf eine spezifische Probennahmemethodik) nicht ohne weiteres möglich, so dass letztlich eine Neukonzeption (s. folgendes Kapitel) durchzuführen war. Diese erfolgte aber so weit möglich unter Berücksichtigung von Teilaspekten bzw. in Anlehnung an bestehende methodische Ansätze.

## 7. Bewertungsansatz

### 7.1 Begriffsbestimmung – Sehr guter ökologischer Zustand nach WRRL

Die Erfüllung des Europäischen Schutzzieles wird neben spezifischen chemischen und strukturellen Anforderungen wesentlich auch an biologisch-ökologischen Kriterien gemessen. Als Vergleichsmaßstab für diesen Zustand müssen die Gewässer typisiert und für jeden Typ die entsprechenden Referenzzustände festgelegt werden. Dazu sind die typspezifischen Bedingungen des ‚sehr guten Zustandes‘, der bei Abwesenheit störender anthropogener Einflüsse vorliegt, möglichst anhand von Referenzgewässern zu definieren. Wenn dies nicht möglich ist, da keine anthropogen unbeeinflussten Gewässer des entsprechenden Typs existieren, gibt es verschiedenen Optionen zur Herleitung des Referenzzustandes. Neben der Nutzung historischer Daten ist es so auch möglich, die Referenzbedingungen anhand rezenter Daten und unter Nutzung von expert-judgement festzulegen (s.u.).

**Tab. 17:** Allgemeine WRRL-Begriffsbestimmungen für den Zustand von Flüssen, Seen, Übergangsgewässern und Küstengewässern (nach REFCOND 2.3)

	Sehr guter Zustand	Guter Zustand	Mäßiger Zustand
Allgemein	<p>Es sind bei dem jeweiligen Oberflächengewässertyp keine oder nur sehr geringfügige anthropogene Änderungen der Werte für die physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten gegenüber den Werten zu verzeichnen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit diesem Typ einhergehen Referenzbedingungen.</p> <p>Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des Oberflächengewässers entsprechen denen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Typ einhergehen, und zeigen keine oder nur sehr geringfügige Abweichungen im Vergleich der Referenzbedingungen.</p>	<p>Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des Oberflächengewässertyps oberirdischer Gewässer zeigen geringe anthropogene Abweichungen an, weichen aber nur in geringem Maße von den Werten ab, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen Referenzbedingungen.</p>	<p>Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des Oberflächengewässertyps weichen mäßig von den Werten ab, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen (Referenzbedingungen). Die Werte geben Hinweise auf mäßige, anthropogene Abweichungen und weisen signifikant stärkere Störungen auf, als dies unter den Bedingungen des guten Zustands der Fall ist.</p>

**Tab. 18:** WRRL-Begriffsbestimmungen für den Zustand von Fließgewässern im Hinblick auf die Qualitätskomponente Makrozoobenthos (nach REFCOND 2.3)

**Normative Begriffsbestimmung 'sehr guter ökologischer Zustand'**

**Taxonomische Zusammensetzung** – Diese ist von den typspezifischen Referenzbedingungen nicht unterscheidbar.

Alle oder nahezu alle vorkommenden Taxa sind in der Liste der typspezifischen Taxa aufgeführt, und die Zahl der vorkommenden Taxa liegt meist im bei Referenzbedingungen erwarteten Wertebereich.

Vorkommende Taxa, die nicht in der typspezifischen Liste aufgeführt sind, treten gewöhnlich nicht oder nur selten auf, oder ihr Vorkommen ist dem Zufallsvorkommen von Taxa außerhalb ihres normalen Verbreitungsgebiets zuzuschreiben. In jedem Fall deutet ihr Vorkommen nicht auf eine Störung hin.

**Abundanz** – Die Abundanzen nahezu sämtlicher vorkommenden Taxa liegen innerhalb der bei Referenzbedingungen erwarteten Wertebereiche.

**Störungsempfindliche Taxa** – Taxa, von denen bekannt ist, dass sie sensibel auf die Belastungen reagieren, denen der Wasserkörper ausgesetzt ist, kommen in einem Umfang vor, der im bei Referenzbedingungen erwarteten Bereich liegt.

**Vielfalt** – Die Anzahl der vorkommenden Taxa und ihre jeweiligen Abundanzen liegen im bei Referenzbedingungen erwarteten Bereich.

**Bedeutende taxonomische Gruppen** – Normalerweise bei Referenzbedingungen vorkommende taxonomische Gruppen treten in ihren erwarteten verhältnismäßigen Anteilen auf.

**Normative Begriffsbestimmung 'guter ökologischer Zustand'**

**Taxonomische Zusammensetzung** – Die Zahl der vorkommenden Taxa liegt meist im bei Referenzbedingungen erwarteten Wertebereich oder gerade außerhalb desselben.

Die vorkommenden Taxa sind überwiegend in der Liste der typspezifischen Taxa aufgeführt, doch kommen auch meist nicht bei Referenzbedingungen auftretende Taxa vor.

Bei Referenzbedingungen dominierende Taxa sind wahrscheinlich immer noch vorherrschend.

**Abundanz** – Einige der vorkommenden Taxa liegen außerhalb der bei Referenzbedingungen erwarteten Werte.

**Störungsempfindliche Taxa** – Einige Taxa, von denen bekannt ist, dass sie sensibel auf die Belastungen reagieren, denen der Wasserkörper ausgesetzt ist, fehlen möglicherweise.

**Vielfalt** – Die Anzahl der vorkommenden Taxa und ihre jeweiligen Abundanzen können außerhalb des bei Referenzbedingungen erwarteten Bereichs liegen.

**Bedeutende taxonomische Gruppen** – Die meisten normalerweise bei Referenzbedingungen vorkommenden taxonomischen Gruppen kommen vor, die Individuenzahlen einiger dieser Gruppen können aber gering sein; gelegentlich fehlen bedeutende Gruppen.

**Normative Begriffsbestimmung 'mäßiger ökologischer Zustand'**

**Taxonomische Zusammensetzung** – Die Zahl der vorkommenden Taxa liegt signifikant außerhalb des bei Referenzbedingungen erwarteten Bereichs.

Möglicherweise tritt nur die Hälfte der vorkommenden Taxa regelmäßig in der typspezifischen Liste der Taxa auf. In der Fauna können nicht in der typspezifischen Liste aufgeführte Taxa vorherrschen.

**Abundanz** – Zahlreiche oder gar die Mehrzahl der Taxa liegen außerhalb der bei Referenzbedingungen erwarteten Werte.

**Störungsempfindliche Taxa** – Viele Taxa, von denen bekannt ist, dass sie sensibel auf die Belastungen reagieren, denen der Wasserkörper ausgesetzt ist, fehlen wahrscheinlich.

**Vielfalt** – Die Anzahl der vorkommenden Taxa und ihre jeweiligen Abundanzen liegen meist außerhalb des bei Referenzbedingungen erwarteten Bereichs. Dies kann beispielsweise auf eine starke Zunahme in der relativen Abundanz einiger nichtempfindlicher Taxa in Verbindung mit Verlusten empfindlicher Taxa zurückzuführen sein.

**Bedeutende taxonomische Gruppen** – Einige normalerweise bei Referenzbedingungen vorkommende taxonomische Gruppen kommen vor, die Exemplare einiger dieser Gruppen aber in geringer Anzahl; einige bedeutende Gruppen fehlen.



*„...Die ... typspezifischen biologischen Referenzbedingungen können entweder raumbezogen oder modellbasiert sein oder sie können durch Kombination dieser Verfahren abgeleitet werden. Ist die Anwendung dieser Verfahren nicht möglich, können die Mitgliedstaaten Sachverständige zu Rate ziehen, um diese Bedingungen festzulegen.“ (Refcond 2.3).*

Im Rahmen der Entwicklung des benthosbasierten Bewertungsvorschlages für tideoffene Marschengewässer wurde der Vergleichsmaßstab vornehmlich auf der Grundlage letzterer Option und Einbeziehung einzelner historischer Angaben definiert. Für die Bewertung des ökologischen Zustandes nutzt die WRRL ein fünfstufiges Klassifizierungssystem. Tab. 17 benennt die allgemeinen WRRL-Kriterien für die Klassifizierung der ökologischen Qualität. Typisch für biologische Bewertungen allgemein und besonders für Klassifizierungen ist das Problem, ein biologisches Kontinuum in diskrete Klassen aufzuteilen. Es gibt in der Regel keine ausreichend scharf definierten biologischen Grenzen, die als natürliche Klassengrenzen dienen könnten. Daher ist weiterhin auf Expertenwissen oder -meinungen zurückzugreifen. Der vorliegende Bewertungsansatz versucht, den normativen Begriffen der WRRL gerecht zu werden, die eine Orientierung für die Festsetzung der Klassengrenzen bilden sollen (Tab. 18). Dennoch gibt es eine Reihe von Unsicherheiten in der ökologischen Einordnung auf allen Ebenen vom Individuum über die Art bis hin zur Population und dem gesamten Makrozoobenthos. So kann es bereits auf der Ebene der Individuen Unsicherheiten (wie z. B. das Verhalten eines einzelnen Tieres) geben, die eine Einordnung in vorgegebene ökologische Kategorien erschwert (z.B. Lebensstrategien, Ernährungsweisen, Anpassungsfähigkeit).

## 7.2 Referenzzeitraum

Der ‚sehr guten ökologische Zustand‘ im Sinne der WRRL bezieht sich auf eine Referenzsituation, bei der bei dem jeweiligen Gewässertyp keine oder nur sehr geringfügige anthropogene Änderungen angenommen werden. Die Kennwerte für die physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten sowie für die biologischen Qualitätskomponenten entsprechen dabei denjenigen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse einhergehen. Die Ausprägung der Komponenten soll keine oder nur sehr geringfügige Abweichungen von den Referenzbedingungen zeigen.

Vor diesem Hintergrund legen wir im Rahmen der vorliegenden Arbeit den Referenzzeitraum auf Ende des 19. Jahrhunderts, also einem Zeitraum vor Beginn der die Ästuare in den folgenden hundert Jahren so deutlich verändernden großen Strombaumaßnahmen. Gewässerstrukturell waren die Ästuare und damit auch ihre tideoffenen Nebenflüsse in diesem Zeitraum durch direkte Maßnahmen noch relativ wenig beeinflusst (vgl. BFG 1992, Schuchardt et al. 1993, Scholle & Schuchardt 1996); die Deichlinien waren bereits zu diesem Zeitpunkt allerdings schon länger geschlossen und damit große Teile der Aue vom Gewässer getrennt (Kausch 1996).

Da in Norddeutschland keine tideoffenen Marschengewässer mehr existieren, die diesem Referenzzustand entsprechen, ist es erforderlich den Bewertungsmaßstab auf andere Weise zu definieren. Wie bereits in Kap. 2.2. beschrieben ist auch die Option ‚Herleitung der Referenz anhand historischer Daten‘ aufgrund der wenigen historischen Daten allein kaum möglich. Aus diesem Grund werden historische Angaben von Ende des 19. Jahrhunderts und rezente Daten aus dem Zeitraum 1986 – 2006 miteinander verschnitten. Diese Information bilden u.a. auch auf der Grundlage von Analogieschlüssen die Grundlage für die Ableitung des Referenzmaßstabes.

## 7.3 Referenzbedingungen\_Steckbrief

### 7.3.1 Allgemeines

Niedersachsen sowie Schleswig-Holstein weisen eine große landschaftliche Vielfalt auf. Naturräumlich gesehen, unterscheiden sich deutlich die Küstenregion mit den vorgelagerten Inseln und dem Wattenmeer, die grundwassernahe, wasserreiche Marsch, die daran südlich anschließenden höher gelegenen Geestlandschaften mit sandigen und kiesigen Eiszeitablagerungen, die fruchtbaren Bördenregionen sowie u.a. das südniedersächsische Berg- und Hügelland mit Harz.

Der Fließgewässerlandschaft der Marsch wird derzeit nach Pottgießer und Sommerhäuser (2004) nur der Typ 22 der deutschen Fließgewässertypen zugeordnet. Dieser fasst eine Vielzahl verschiedener Gewässerausprägungen mit diversen Übergangsformen zusammen, die sich in Abhängigkeit von Gewässergröße, Salzgehalt und Beschaffenheit des Einzugsgebietes deutlich unterscheiden. Es werden daher drei Subtypen unterschieden. Diese sind die „Gewässer der Marsch (Typ 22.1)“ kleine bis mittelgroße Gewässer in der Marsch, „Flüsse der Marsch (Typ 22.2)“ große Gewässer der Marsch mit Einzugsgebieten innerhalb der Grundmoränenlandschaften (dies sind z. B. große Abschnitte von Leda, Jümme, Ochtum, Lune, Hunte und Wümme) und die „Ströme der Marsch (Typ 22.3)“, die lediglich Abschnitte der Elbe und Weser umfassen. Insbesondere die Marsch, die etwa 10% der Landesfläche Niedersachsens einnimmt, verdeutlicht wie keine andere Landschaft die weit reichenden menschlichen Eingriffe in das Gewässernetz. Die geologisch jüngste Landschaft ist ursprünglich vom Wechselspiel der Gezeiten und der Kraft der Sturmfluten geprägt worden. Die Besiedlung und Nutzung der fruchtbaren Marschböden machte die Eindeichung und Entwässerung der Marsch notwendig. Der ungestörte Tideeinfluss als wesentliches Charakteristikum der Marschengewässer ist kaum noch gegeben, weil das natürliche hydrologische Regime durch Siele und Schöpfwerke verändert ist. Die Ästuare sind zudem so stark ausgebaut, dass sich der Tideeinfluss unnatürlich weit ins Landesinnere fortsetzt. Aus diesem Grund müssen die Marschengewässer durch Siele vor dem kompletten Leerlaufen bei Ebbe geschützt werden. Die Marschengewässer sind heute Teil eines großräumigen künstlichen Entwässerungssystems und haben daher ihren ursprünglichen Charakter weitgehend verloren. Vom Menschen weitgehend unveränderte Marschengewässer existieren in Niedersachsen kaum noch. Folgerichtig wurden fast alle Marschengewässer im Rahmen der Bestandsaufnahme vorläufig als erheblich veränderte (HMWB) bzw. künstliche Wasserkörper (AWB) eingestuft.

### 7.3.2 Hydromorphologie

Die tideoffenen in die Ästuare einmündenden Marschengewässer werden v.a. durch die Naturräume Marsch aber auch durch die Geest geprägt. In den EZG von Ems, Weser und Elbe gehen Geestgewässer in die Marsch über, so dass v.a. die oberen Abschnitte der Marschengewässer auch geestcharakteristische Merkmale aufwiesen (Sedimente, Wasserchemismus). Die Unterläufe der Marschengewässer waren z.T. so ausgeprägt, dass eine räumliche Unterscheidung zwischen Haupt- und Nebenfluss nicht mehr eindeutig erkennbar war. Dies war beispielsweise in der Unterweser (Anfang des 19. Jahrhunderts) im Bereich der Ochtum der Fall (vgl. Scholle & Schuchardt 1996).

Wie für die Ästuare gezeigt (s. Abb. 21, Bioconsult 2006, WGE 2007) ist davon auszugehen, dass auch tideoffene Marschengewässer i.d.R. durch eine starke Verästelung des Gewässerbettes (Hauptarme, Seitenarme) geprägt sein konnten, die u.a. eine Folge von ausgeprägten Sedimentationsprozessen war. Unter dem Einfluss von Hochwässern wechselte das Erscheinungsbild der Gewässer immer wieder durch sich verlagernde Inseln, Sände, Wattflächen, Kolke sowie Tief- und Flachwasserbereiche. V.a. die Unterläufe der größeren Marschengewässer waren ökologisch eng mit den Ästuaren verzahnt.



**Abb. 21:** Tideelbe bei Hamburg um 1789, aus Wassergütestelle Elbe 2007.

In den geestnäheren Abschnitten der tideoffenen Marschengewässer – i.d.R. die oberen Abschnitte – wurden bzw. werden die Sohlsubstrate u.a. aus Sand, lokal aus feinem Kies oder Feinkorn mit organischem Material geprägt. Insbesondere letztere Substrate waren/sind eine wesentliche Grundlage für eine artenreiche Ufer- und Flachwasservegetation (s.u.). In den unteren Abschnitten der größeren tideoffenen Marschengewässern sind vorwiegend feinkörnigere Sedimente vorhanden. Tideröhrichte und Auwälder mit einem erheblichen Bruchholzanteil säumen die sowohl kleinere als auch größere Wasserläufe.

### 7.3.3 Phytal

Im naturnahen Zustand werden die tideoffenen Marschengewässer je nach vorherrschendem Tidenhub, Lichtklima und Salzgehalt auch von submersen Makrophyten besiedelt. Auf den durch periodisches Trockenfallen gekennzeichneten Wattflächen, die je nach Tidehub und Topografie unterschiedlich ausgedehnt sind, sind darüber hinaus emerse Makrophytenbestände verbreitet.



**Abb. 22:** Wattflächen und Röhrichtzonen an der Wümme (Foto H.-G. Kulp) und Barßeler Tief/Soeste nördlich Barßel (10.03.2005, Foto H. Linders)

Diese bilden gemeinsam mit den submersen die natürliche Vegetation. Die typische Vegetationsabfolge unterhalb von MThw ist nach WGE (2007) in vier Vegetationszonen zu differenzieren. Bei etwa 1,5 m unter MThw beginnt der Bewuchs höherer Pflanzen mit einer lockeren bis geschlossenen Zone aus Teichsimsen (*Schoenoplectus* spp.). Dieser schließt sich ab 1,0 m unter MThw ein geschlossener Gürtel der Strandsimse (*Bolboschoenus maritimus*) an. Uferwärts folgt ab 0,5 m unter MThw der Schilf-Gürtel mit verschiedenen Röhrichtarten und Hochstauden.

Infolge zumindest abschnittsweise höherer Trübung und der mechanischen Beanspruchungen des täglichen Tidehubs war eine submerse Vegetation, ähnlich wie dies auch für die Ästuarie von Ems, Weser und Elbe anzunehmen ist (vgl. WGE 2007), in Bereichen mit höherer Wassertiefe auch in tideoffenen Marschengewässern wohl nicht verbreitet. In den flacheren Abschnitten und den weniger dynamischen, strömungsberuhigten Flußabschnitten bzw. Altarmen waren submerse Wasserpflanzen vorhanden und bildeten eine wichtige Habitatstruktur für die wirbellose Fauna dieser Gewässer. Nach WGE (2007) bestand die charakteristische Vegetation aus der Gesellschaft des ‚Einfachen Igelkolbens‘ (*Sparganium emersum*, *Sagittaria sagittifolia*, *Potamogeton natans*), die je nach Standortbedingungen von Großlaichkräutern (*Potamogeton perfoliatus*) und schwimmblattreichen Wuchsformen (*Nuphar lutea*, *Nymphoides peltata*) begleitet wird. Arten wie u.a. Wasserstern (*Callitriche* spp.) oder Vertreter der Laichkräuter (*Potamogeton crispus*, *P. pectinatus*, *P. pusillus* u. a.) sowie das Fischkraut (*Groenlandia densa*) und der Teichfaden (*Zannichellia palustris*) waren wohl ebenfalls in den tideoffenen Nebengewässern der Ästuarie vorhanden. In den Gewässerabschnitten die natürlicherweise einen hohen Tidehub aufweisen, aber gleichzeitig Bereiche mit gleichzeitig ansteigender Salinität, sind submerse Makrophyten nicht oder kaum verbreitet. Nach Angaben von Claus et al. (1994) ist anzunehmen, dass submerse Makrophyten einen Tidehub von bis zu 0,8 m tolerieren können.

### 7.3.4 Makrozoobenthosbesiedlung

Historische Aufnahmen zur benthischen Besiedlung tideoffener Gewässer sind kaum vorhanden. Wie bereits oben beschrieben ist anzunehmen, dass die benthische Fauna der tideoffenen Marschengewässer aufgrund vergleichbarer Lebensbedingungen eine hohe Ähnlichkeit mit derjenigen der assoziierten Ästuarbereiche aufwies.

Hinweise zur Ausprägung der historischen **Molluskenfauna** in der Unterweser (hier v.a. auf das Flusswatt bezogen) bei Vegesack ist aus Borcharding (1883) und Kohlmann (1878) zu entnehmen. Das

Artenspektrum umfasst wenigstens 20 Arten, die sich auf 8 Schneckenarten sowie auf 12 Muschelarten (davon 12 Großmuschen: *Anodonta*, *Unio*) verteilen (s. Tab. 19).

**Tab. 19:** Molluskenfauna der Unterweser im Bereich der Vegesack. (Quellen: Borcharding 1883, Kohlmann 1878)

Ohr-Schlamm Schnecke	<i>Radix auricularia</i>	Schlamm- Schlickwatt
Eiförmige Schlamm Schnecke	<i>Radix ovata</i> (R. balthica)	Pflanzenblätter
Kl. Schlamm Schnecke	<i>Galba trunculata</i>	
Weisse Tellerschnecke	<i>Planorbis albus</i> ( <i>Gyraulus albus</i> )	
Flußnapfschnecke	<i>Ancylus fluviatilis</i>	Hartsubstrat
Tastende Bithynia	<i>Bithynia tentaculata</i>	Schlamm
Fluß-Federschnecke	<i>Valvata fluviatilis</i> ( <i>Valvata valvata</i> ?)	Sandbänke
Gemeine Kahnschnecke	<i>Theodoxus fluviatilis</i>	Hartsubstrat
Batavische Flussmuschel	<i>Unio crassus</i>	Sand
Malermuschel	<i>Unio pictorum</i>	Feinkorn
Aufgeblasene Flussmuschel	<i>Unio tumidus</i>	Schlamm; strömungsruhigere Buchten
Gemeine Teichmuschel	<i>Anodonta piscinalis</i>	
Enten-Teichmuschel	<i>Anodonta anatina</i>	
Zusammgedrückte Teichmuschel	<i>Anodonta complanata</i> ( <i>Pseudoanodonta</i> )	Feinkorn, Sande
Ufer Kugelmuschel	<i>Sphaerium rivicola</i>	Sand; Phytal (Laichkräuter)
Zerbrechliche Kugelmuschel	<i>Sphaerium fragile</i> *	Sand; Phytal (Laichkräuter)
Feste Kugelmuschel	<i>Sphaerium solidum</i>	Sandwatt
Bach-Erbsemmuschel	<i>Pisidium amnicum</i>	Sand, Feinkorn(watt)
Abschüssige Erbsemmuschel	<i>Pisidium supinum</i>	Schlamm
Zebrauschel	<i>Dreissena polymorpha</i>	Hartsubstrat

Weitere Angaben zur Molluskenfauna bzw. zu anderen Großtaxagruppen wurden durch Petermeier & Schöll (1994) für das Hamburger Stromspaltungsgebiet zusammengetragen. Demnach wies die Tideelbe in diesem Bereich mit 23 Schnecken- darunter die Flusskahnschnecke (*Theodoxus fluviatilis*) und 10 Muschelarten eine artenreiche Molluskenfauna auf. Weiter stromab verringerte sich aufgrund der zunehmenden Salinität die Anzahl der Süßwassermollusken vergleichsweise deutlich. So sind noch 7 Schneckenarten (darunter *Valvata* spp., *Bithynia* spp., *Radix* spp.) unterhalb Hamburgs dokumentiert, während die Anzahl der Großmuscheln in Bereichen mit tiderhythmisch wechselnden Salzgehalten nicht geringer war als bei Hamburg.

Viele der dokumentierten Arten (v.a. Schnecken und Großmuscheln) sind heute z.B. in der Unterweser nicht mehr vorhanden. So fand Haesloop Ende der 80er Jahre lediglich 5 Molluskenarten, von denen 4 neu eingewanderte, ehemals nicht heimische Arten waren (Haesloop 1990). Hinweise auf den Rückgang der Molluskenfauna finden sich bereits in Kohlmann (1878): Mehrere Fundstellen von *Anodonta complanata* zwischen Vegesack und Blumenthal wurden durch Ausbaggerungen oder Korrekturen des Fahrwassers stark beeinträchtigt. Davor eine der häufigsten Arten, war sie bereits 1878 selten geworden. Auch Petermeyer et al. (1994) konstatieren für die Tideelbe einen immensen Artenverlust im Laufe des 20. Jahrhunderts. Die Autoren führen dies auf die Faktoren saprobielle Belastung als auch morphostrukturelle Veränderungen zurück.

Während für die o.g. **Mollusken** bzw. andere Organismengruppen (**Oligochaeta**, **Hirudinea**) historische Daten zur Verfügung standen, weisen Petermeyer et al. (1994) auf diesbezügliche Defizite für die **Insektenfauna** der Tideelbe hin. Durch Ulmer (1903) sowie Zwick (unveröff.) zitiert in Petermeyer & Schöll (1994) werden aber einige Köcherfliegen wie z.B. *Hydropsyche angustipennis*, *Berea pullata* oder verschiedenen Limnephilidae und Steinfliegen wie u.a. *Taeniopteryx nebulosa* benannt.



Mit hoher Wahrscheinlichkeit war infolge der Habitatvielfalt der tideoffenen Marschengewässer (s.o.) die dortige Wirbelosengemeinschaft – ähnlich derjenigen in den Ästuaren der Ems, Weser und Elbe – insgesamt sehr divers und wurde geprägt durch eine hohe Vielfalt aus Taxa unterschiedlicher Großgruppen. Aufgrund der begrenzten historischen Informationen aus den Ästuaren sowie der vorliegenden rezenten Daten aus tideoffenen Marschengewässern aus dem Zeitraum 1982 – 2006 ist u.E. folgende Hypothese plausibel als Grundlage für die Ableitung einer Referenzgemeinschaft für die tideoffenen Marschengewässer anzunehmen:

Da zum einen die Molluskengemeinschaft aus Spezies zusammengesetzt war, die ein weites Spektrum an Habitatanforderungen repräsentieren (Strömung, Stillwasser, unterschiedliche Sohlsubstrate, Wasserpflanzen) und diese Anforderungen offensichtlich auch erfüllt waren, und zum anderen auch Hinweise auf die Präsenz anderer Benthostaxa in den Ästuaren von Weser und Elbe vorliegen, ist davon auszugehen, dass Makrofauna (in den rein limnischen Bereichen, Typ B) insgesamt durch:

- rheotypische Arten v.a. des, Potamals, des Epirhithrals, z.T. durch euryhaline Faunenelemente (z.B. Mobile Crustacea – Mysidacea, Decapoda) und auch strömungsindifferente Arten geprägt wurde.
- es ist dabei sehr wahrscheinlich, dass alle Großtaxagruppen z.B. der Insecta, Crustacea und Mollusken und Anneliden vorhanden waren und es sich insgesamt um eine sehr artenreiche und (individuenreiche) Gemeinschaft handelte. Präsent waren aber neben spezialisierten und damit sensitiveren Taxa auch eine hohe Anzahl toleranter Arten.
- Ein solche Fauna ist auch in den tidebeeinflussten Abschnitten der Nebenflüsse zu erwarten, deren Unterläufe dem Hauptgewässer stark ähnelten.

Vor diesem Hintergrund ist folgende Zusammensetzung anzunehmen:

- Reine Schlickflächen sowie verschiedene Mischsedimenttypen wurden v.a. durch die im Sediment lebenden Fauna besiedelt. Für die lagestabilen Schlickwatten und Flachwasserbereiche sind hier Tubificidae (z.B. *Tubifex tubifex*, *Limnodrilus* spp.) typisch. Im Interstitial der instabilen Sohle (Feinsand mit geringen Schluffanteilen) werden die Würmer vagil leben wie z.B. *Limnodrilus profundicola* oder *Psammoryctides barbatus*.
- Neben einer Anzahl von Muschelarten (Pisidium, Sphaerium) kleinerer Körpergröße waren in Bereichen mit geringer Strömung und feinkörnigen Sohlsubstraten auch Großmuscheln primär Teich (Anodonta) - oder Flussmuscheln (Unio) verbreitet. In sandigen Bereichen mit höherer Strömung gehört auch die Flussmuschel *Unio crassus* zum (ehemaligen) Fauneninventar der tideoffenen Marschengewässer. Außerdem waren Schnecken v.a. im Phytoal vielfältig und abundant: z.B. *Valvata* sp., *Bithynia tentaculata* oder *Radix balthica* (s. Tab. 19).
- Die historische Zönose der höheren Krebse war nach (WGE 2007) vermutlich artenarm; sie rekrutierte sich im wesentlichen aus zwei Gammaridenarten. Eudominante Spezies in den Potamogeton-Beständen und im dichten Cordylophora-Aufwuchs ist vermutlich *Gammarus zaddachi* gewesen, möglicherweise in Konkurrenz mit *Gammarus pulex*. Unter den Isopoden ist mit *Aseolus aquaticus* ein weiterer Ubiquist präsent. Temporär sind außerdem dichte Schwärme der euryhalinen v.a. die Schwebgarnele *Neomysis integer* typisch.



- Neben den genannten Organismengruppen war aber in den tidebeeinflussten Marschengewässern v.a. die Insektenfauna eine charakteristische Großgruppe. Die Tidedynamik, speziell der Tidehub, aber auch erste Salzwassereinflüsse, sind für diese Fauneneinheit allerdings limitierend. Es ist wahrscheinlich das v.a. rheotypische Spezies des Potamals oder Hyporhithrals aber auch strömungsindifferente Taxa vorkommen. Zu diesen gehören zahlreiche Eintagsfliegen, Köcherfliegen und einige Steinfliegen. Ergänzt wird das Spektrum u.a. durch Libellen, Wasserkäfer und Diptera. Die überwiegende Zahl letzterer waren aber wohl v.a. in den strömungsärmeren Abschnitten präsent. Neben einer wohl eingeschränkten Anzahl sensibler Arten war die Benthosgemeinschaft v.a. durch Spezies gekennzeichnet die eine hohe ökologische Plastizität haben.
- Polychaeta oder andere marine Taxa (Bivalvia, Gastropoda, Crustacea, Aufwuchsorganismen) treten ausschließlich in den oligo- und v.a. mesohalinen Abschnitten der Marschengewässer auf. Wobei der heute in den norddeutschen Ästuaren charakteristische Polychaet *Marenzelleria* spp. im Referenzzustand als ehemals nicht heimische Art nicht zur historischen Referenzgemeinschaft gehört hat.

Aufgrund der veränderlichen abiotischen Rahmenbedingungen tidebeeinflusster Gewässer ist es plausibel, dass die Wirbellosengemeinschaft zum großen Teil durch tolerante aber auch Arten gekennzeichnet war, die spezifische Ansprüche an ihren Lebensraum stellen und auf örtliche Veränderungen sensibel reagieren. So wurde bereits von Kohlmann (1878) über Auswirkungen von Flussausbauten hingewiesen (s.o.).

## 7.4 Konzeption des Bewertungsansatzes

Auf der Grundlage der Diskussionen sowie der Anforderungen der WRRL (s.u.) umfasst der Bewertungsansatz die Parameter Artenzusammensetzung und Abundanz unter Berücksichtigung sensibler und toleranter Taxa. Das Ausmaß der Abweichung von den definierten Referenzbedingungen bildet Grundlage für die Feststellung des ökologischen Zustand. Dabei erfolgt eine enge Orientierung an den allgemeinen und spezifischen Begriffbestimmungen nach Refcond 2.3 (s. Kap. 7.1). Die Konzeption der relevanten Bewertungsparameter wird im folgenden beschrieben.

**! Hinweis:** *Der Konzeption des Bewertungsansatzes liegt die Annahme zugrunde, dass der ganz überwiegende Teil der heutigen tideoffenen Marschengewässer ehemals durch eine hohe Habitatvielfalt und einen geringen Tidehub gekennzeichnet war (vgl. Steckbrief). Für die Bewertung des ökologischen Zustands wurde daher der heute stark erhöhte Tidehub nicht vorab als ‚unvermeidliche‘ Rahmenbedingung in das Bewertungskonzept einbezogen. Für die Bewertung des ökologischen Zustands wird der anthropogen erhöhte Tidehub als Beeinträchtigungsfaktor eingestellt. Dies erfolgt unabhängig von der Tatsache, dass mit wenigen Ausnahmen die tideoffenen Marschengewässer als ‚stark verändert‘ klassifiziert sind.*

### 7.4.1 Taxapool

Im Rahmen der Vorarbeiten, wurden zahlreiche rezente Daten gesichtet und ergänzend u.a. historische Informationen zusammengestellt. Auf dieser Grundlage ist eine Gesamttaxaliste (Taxapool) für die tideoffenen Marschengewässer erstellt worden, die die potenzielle Benthosbesiedlung tideoffener Marschengewässer widerspiegelt und die Datenbasis für die Bewertung bildet. Diese Taxaliste basiert auf:

- auf den zur Verfügung stehenden rezenten Daten aus den tideoffenen Marschengewässern
- aus historischen Angaben zu den Ästuaren
- der von Krieg (2005) erarbeiteten AeTV-Taxaliste
- z.T. auf Expertenwissen

Insgesamt können ca. 620 Taxa (ohne marine Taxa) zur potenziellen Besiedlung von tideoffenen Marschengewässern gezählt werden, die sich aus > 15 Großtaxagruppen rekrutieren. Auf der Grundlage der vorliegenden Daten sind mehr als 85% dieser Taxa im Zeitraum von 1986 – 2007 nachgewiesen worden. Bezieht man die marine Komponente mit ein umfasst der ‚Artenpool‘ mehr als 750 Taxa (s. Liste im Anhang 1).

Mit 195 bzw. 78 Taxa sind Diptera (v.a. Chironomidae) und Oligochaeta (v.a. Naididae, Tubificidae) die artenreichsten Großgruppen. Andere Insekten wie Ephemeroptera, Trichoptera oder Coleoptera sind aber ebenfalls vergleichsweise artenreich in den tideoffenen Marschengewässern vertreten. Alle Daten sind in einer vorläufigen Datentabelle zusammengeführt worden.

**Tab. 20:** Übersicht über Anzahl der Großgruppen und Taxa des ‚Taxapools tideoffener Marschengewässer‘ differenziert nach Großgruppen. LIM = Süßwassertaxa, MAR = marine bzw. euryhaline Taxa

<b>Taxapool-TOM</b>	<b>Anzahl</b>	<b>Anzahl</b>
<b>Großgruppen</b>	<b>Taxa</b>	<b>Familien</b>
BIVALVIA LIM	24	4
BRYOZOA	12	3
COLEOPTERA	52	8
CRUSTACEA LIM	15	4
DIPTERA	195	13
EPHEMEROPTERA	35	7
GASTROPODA LIM	41	8
HETEROPTERA	34	7
HIRUDINEA	13	3
HYDROZOA	8	5
OLIGOCHAETA LIM	78	7
ODONATA	13	6
PLECOPTERA	10	4
TRICHOPTERA	58	14
TURBELLARIA	7	3
SONSTIGE	26	
<b>SUMME</b>	<b>621</b>	<b>&gt;96</b>

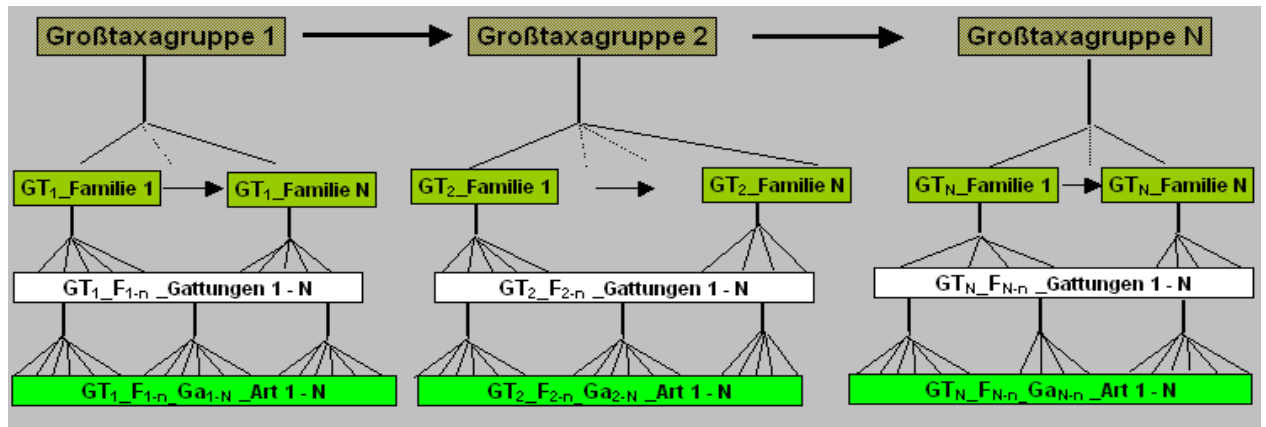
### 7.4.2 Parameter ‚Taxonomische Vollständigkeit‘

Anders als die benthosbasierten Verfahren nach Krieg (2005), Schöll et al (2005) oder Meier et al (2006), die die Taxazahl nicht oder nur partiell (Taxazahl Köcherfliegen, vgl. Perloides) zur Bewertung verwenden, wird der Aspekt ‚Vielfalt‘ im vorliegenden Ansatz als Parameter für die Indikation der ökologischen Zustandsklasse berücksichtigt.

Ein einfaches Maß für die Bewertung der Vielfalt wäre die ausschließliche Nutzung der Gesamttaxazahl an einer Messstelle. Vor dem Hintergrund der Referenzbedingungen für tideoffene Marschengewässer ist anzunehmen, dass sich neben der Taxazahl die heterogenen Habitatbedingungen v.a. auch an einer vergleichsweise hohen Anzahl verschiedener taxonomischer Großgruppen (als solche werden hier die verschiedenen Insektengruppen, Krebstiere, Mollusken, Anneliden etc. definiert), unterschiedlichen Familien sowie zahlreicher Arten widerspiegeln. Die reine Anzahl der Taxa einer Probe mit einer anderen (oder einer Referenz) zu vergleichen, kann somit eine begrenzte Aussagekraft haben, da anhand allein der Höhe der Artenzahl u.U. ein Ausfallen von Arten bestimmter Großtaxagruppen aus folgenden Gründen nur sehr eingeschränkt identifiziert werden könnte:

- hohe räumliche und zeitliche Variabilität der Benthosgemeinschaften und einer zusätzlichen methodischen bedingten Variabilität (Probenumfang, Größe des untersuchten Gewässerabschnittes, taxonomische Aspekte etc.), so dass die Gesamttaxazahl u.U. nur bei ganz massiven Veränderungen ein Signal liefert
- ein Fehlen nur weniger sensibler Arten einer Großtaxagruppe könnte durch andere weniger sensitive ‚kompensiert‘ werden

Daher wird hier nicht die nur auf die Höhe der Artenzahl an einer Messstelle fokussiert, sondern es wird v.a. die ‚Verteilung‘ der Arten auf höhere taxonomische Ebenen bewertet. Eine besondere Gewichtung innerhalb der Bewertung kommt dabei der Großtaxagruppen-Ebene. Diese Ebene ist u.a. weniger abhängig vom Probenahmeumfang als der Parameter Artenzahl, erfordert aber ein Probenahmedesign, dass alle Habitate an einer Messstellen einbezieht (s. Kap. 8). Unterhalb der Großtaxagruppen wird die Gemeinschaft weiterhin auf Familienebene und letztlich auf Art(Taxa)ebene differenziert (derzeit ist die Gattungsebene noch nicht einbezogen).



**Abb. 23:** Taxonomischer Aufbau einer Benthosgemeinschaft, stark schematisiert. Bewertungsebenen farbig hervorgehoben. GT = Großtaxagruppe; F = Familie; Ga = Gattung.

Bewertungsparameter ist die Anzahl der Großtaxagruppen, die Anzahl der Familien innerhalb einer Großtaxagruppe sowie die ‚Anzahl Arten‘ innerhalb einer jeweiligen Familie. Hintergrund ist die Annahme, dass bei hypothetisch gleicher Taxazahl, die eine Messstelle einen besseren ökologischen Zustand signalisiert, wenn sich das vorgefundene Artenspektrum aus mehreren höheren taxonomischen Ebenen rekrutiert, als wenn z.B. alle Arten nur einer Großtaxagruppe angehören. Der Bewertungsmaßstab ist die ‚Struktur‘ der taxonomischen Differenzierung an einer Messstelle, wobei die Referenzstruktur anhand derer der ökologische Zustand gemessen wird, sich aus einer definierten typspezifischen Benthosgemeinschaft ergibt. Die Herleitung dieser Referenzgemeinschaft ist Kap. 7.4.4.1 zu entnehmen.

Der hier gewählte Ansatz bewertet also vorrangig die ‚taxonomische Vollständigkeit‘ (TAV) einer Benthosgemeinschaft und lehnt sich in stark vereinfachter Form und damit im weitesten Sinne an das Konzept der ‚taxonomic distinctness‘ an (Warwick & Clarke 1995; Clarke & Warwick 1999). Auch Meyer et al. (2006) verwenden in ihrem benthosbasierten Bewertungsverfahren ‚MarBit‘ für die Ostsee das Konzept ‚taxonomic distinctness‘ zur Bewertung der Artenvielfalt.

#### 7.4.2.1 Berechnung TAV

Der Parameter taxonomische Vollständigkeit (TAV) wird unter Einbeziehung der Kenngrößen

- (1)  $\sum$  Großtaxagruppen (GT), (2)  $\sum$  Familien (F), (3)  $\sum$  Arten (A), wobei (2) & (3) auf ‚wichtige‘ Großtaxagruppen (GT1 ..GTN s.u. und Kap. 7.4.2) fokussieren

wie folgt berechnet:

Kalkulationsmethode TAV:

$$\text{TAV} = [(\text{TAV}_{(\text{GT}_{\text{ges}})}) + (\sum \text{TAV}_{(\text{F}_A_{\text{GT1-GTN}})/N_{\text{GT1-GTN}}})^2]/3$$

wobei

$N_{GT}$  = Anzahl Großgruppen,  $NF$  = Anzahl Familien,  $NA$  = Anzahl Arten

$$(1) \text{TAV}_{(GT_{ges})} = (\sum GT\_Beobachtungswert [BW] / \sum GT\_Erwartungswert [EW])$$

$$(2) \text{TAV}_{(F\_A\_GT1)} = 1 - [(\sum NF_{EW(GT1)} - \sum NF_{BW(GT1)}) + (\sum NA_{EW(GT1)} - \sum NA_{BW(GT1)})] / \sum (NF_{EW(GT1)} + NF_{BW(GT1)} + NA_{EW(GT1)} + NA_{BW(GT1)})$$

$$\text{TAV}_{(F\_A\_GT2)} = 1 - [(\sum NF_{EW(GT2)} - \sum NF_{BW(GT2)}) + (\sum NA_{EW(GT2)} - \sum NA_{BW(GT2)})] / \sum (NF_{EW(GT2)} + NF_{BW(GT2)} + NA_{EW(GT2)} + NA_{BW(GT2)})$$

$$\text{TAV}_{(F\_A\_GTN)} = 1 - [(\sum NF_{EW(GTN)} - \sum NF_{BW(GTN)}) + (\sum NA_{EW(GTN)} - \sum NA_{BW(GTN)})] / \sum (NF_{EW(GTN)} + NF_{BW(GTN)} + NA_{EW(GTN)} + NA_{BW(GTN)})$$

$GT1..GTN$  = *Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, Odonata, Bivalvia, Gastropoda*

**TAV** wird über den gewichteten Mittelwert der Submetrics ‚Gesamtanzahl der Großtaxagruppen‘ ( $\text{TAV}_{(GT_{ges})}$ ) und Ähnlichkeit der taxonomischen Struktur auf ‚Familien- und Artebene‘ ( $\text{TAV}_{(F\_A\_GT1-GTN)}$ ) berechnet. Die höhere Gewichtung (1/3 zu 2/3) des zweiten Submetrics erfolgt aufgrund der Tatsache dass es sich hierbei bereits um einen summarischen Wert aus allen Großtaxa der prioritären Gruppe A handelt (s.u.).

Für das erste Submetric ( $\text{TAV}_{(GT_{ges})}$ ) wird die Abweichung eines Beobachtungswertes vom Erwartungswert (Referenz) ermittelt. Das zweite Submetric  $\text{TAV}_{(F\_A\_GT1-GTN)}$ , das sich auf die Verteilung von Familien und Arten innerhalb einer GT-Gruppe bezieht, wird über die Ähnlichkeit (Bray-Curtis) des Beobachtungswertes vs. Erwartungswert berechnet. Dieses erfolgt jeweils gruppenspezifisch fokussiert auf ‚wichtige‘ Indikatoren. Der Mittelwert aus den gruppenspezifischen Berechnungen bildet das Ergebnis für  $\text{TAV}_{(F\_A\_GT1-GTN)}$ . Die Festlegung ‚wichtiger‘ Indikatorgruppen zur Bestimmung des ökologischen Zustands ist dem folgenden Kapitel 7.4.3 zu entnehmen.

### 7.4.3 Parameter Sensitivität/Toleranz und Abundanz

Neben der oben beschriebenen Berücksichtigung der Artenvielfalt werden die von der WRRL geforderten Parameter ‚Sensitivität/Toleranz‘ und ‚Abundanz‘ in das Verfahren implementiert. Im Rahmen des hier erarbeiteten Bewertungsansatzes werden beide Parameter miteinander kombiniert. Diese Methodik folgt dabei im Prinzip den Bewertungsverfahren von Schöll et al. (2005) oder Krieg (2005). Dabei wird der Parameter Sensitivität/Toleranz über die Vergabe von so genannten artspezifischen Eco-Werten abgebildet. Zur Begründung eines solchen methodischen Vorgehen siehe die folgenden Ausführungen.

#### Ableitung von ‚Eco-Werten‘

Zentraler Aspekt für die Bewertung des Parameters ‚Sensitivität/Toleranz‘ ist ein Indikatorkonzept. Grundlage des hier verfolgten Ansatzes besteht in einer Zuordnung artspezifischer Indikatorwerte. Ähnliche Indikatorkonzepte finden in verschiedenen aktuellen Bewertungsverfahren Anwendung. So basiert z.B. auch der klassische Saprobienindex oder der Fauna-Index (GFI) im aktuellen Bewertungsverfahren Perlores auf diesem Prinzip (Meier et al. 2006). Dies gilt ebenso für die oben kurz beschriebenen Ver-

fahren PTI und AeTV von Schöll et al. (2005) bzw. Krieg (2005). Bereits 1989 wurde von Holm (1989) eine Methode entwickelt den Gewässerzustand über artspezifische Indikatorwerte bewertet.

Der Hintergrund bei der Vergabe artspezifischer Wertzahlen ist es über ein ‚Ranking‘ der Taxa deren ökologische Plastizität für eine Bewertung des ökologischen Zustands zu operationalisieren. Ist eine Art gegenüber Habitatveränderungen bzw. Störungen empfindlich bzw. unempfindlich wird sie als ‚sensitiv‘ oder ‚tolerant‘ eingestuft. Bei Bioindikatoren ist vornehmlich an "Indikatorarten s. str." gedacht, also an Zeigerarten, die durch ihr Vorkommen oder Fehlen auf bestimmte Gewässerzustände schließen lassen. Angesichts der komplizierten, vielfach noch gar nicht befriedigend geklärten Vernetzung von Einzelparametern im Ökosystem Fließgewässer und der entsprechend vielschichtigen Wirkung anthropogener Eingriffe, wurde jedoch schon frühzeitig von vornherein auf die Problematik der Anwendung von Indikatorarten verwiesen (Bick 1982, Böttger & Poepperl 1990).

Die meisten Taxa in Tidelebensräumen sind eher als tolerant einstuft, und dies kann, aufgrund der natürlicherweise stark schwankenden Umweltparameter, als ein spezifisches Merkmal bezeichnet werden. Im Rahmen der Analysen zur benthischen Besiedlung wurde aber auch erkennbar, dass bestimmte Taxa bei (deutlicher) Störung zuerst ausfallen. Vor diesem Hintergrund werden die ansonsten eher allgemeinen und zunächst wenig spezifischen Begriffe ‚Sensitivität‘ und ‚Toleranz‘ (gegenüber was?) soweit möglich definiert. Folgende Aspekte sind hier als relevant für die Störungsempfindlichkeit bzw. für die Vergabe der artspezifischen Indikatorwerte angesehen worden:

- (mehr oder weniger) ausgeprägte Spezialisierung auf einen Lebensraum/Habitat
- Reaktion auf hydromorphologische Belastungen (soweit belastbar einschätzbar)
- Reaktion auf Stoffbelastungen

Dabei sei angemerkt, dass die hier vorgenommene Indizierung der Arten der Methodik von Schöll et al. (2005) und Krieg (2005) folgt, in dem die Amplitude der Indikatorwerte die Werte 1 (sehr tolerant) – 5 (sehr sensitiv) umfasst. Eine kurze Beschreibung der Ecowert-Ansatzes nach Krieg (2005) ist bereits in Kap. 6.1.1. dieses Berichtes vorgenommen worden. Die hier erfolgte Zuordnung von Indikatorwerten zu den Arten/Taxa basiert dabei weitgehend auf den bereits bestehenden Klassifikationen (u.a. Krieg 2005, Schöll 2005, Holm 1989, Illies 1978), wobei aus fachlicher Sicht z.T. Modifikationen erforderlich waren. Letztere begründen sich durch abweichende Experteneinschätzungen u.a. der beteiligten Fachbehörden (s.a. artspezifische Einstufungen BBM-Typ 22.1, NLWKN 2009). Vorschläge zur Einstufung von Dipterataxa wurden - soweit möglich - freundlicherweise auch durch Experten der Universität Oldenburg gemacht (AG Gewässerökologie und Naturschutz\_ E. Kiel) oder basieren auf Angaben zur Ökologie nach Moller-Pillot (2009). Auf der Grundlage aller vorliegenden Einstufungen wurden in einer Synthese die Ecowerte für die Arten festgelegt. Aus dem Anhang 1 lassen sich die Indikatorwerte für die Arten entnehmen. Von den insgesamt 746 Taxa des ‚Artenpools‘ wurden für 207 Taxa keine Indikatorwerte vergeben (Abb. 24). Hierbei handelte es sich um Arten, deren Ökologie unzureichend bekannt (z.B. Arten der Großgruppen Oligochaeta und Diptera) oder um höhere Taxa, die nicht ausreichend aufgeschlüsselt sind.



Anzahl im Referenzdatensatz		
ECOWert 1	76	sehr tolerant
ECOWert 2	127	tolerant
ECOWert 3	175	mäßig sensitiv
ECOWert 4	132	sensitiv
ECOWert 5	29	sehr sensitiv
ECOWert 0	207	derzeit keine Einstufung

} entspr. Wertzahlen 1-3 nach Holm (1989)

**Abb. 24:** Zuordnung der Indikatorwerte 1-5 nach Sensitivität und Toleranz und Verteilung der im ‚Artenpool‘ (alle Gruppen, inkl. mariner Taxa) vorhandenen Taxa auf die ECOWert-Klassen.

Die Eco-Werte werden analog Schöll et al. (2005) oder Krieg (2005) wie folgt durch Multiplikation durch einem Indikatorwert (G) gewichtet:

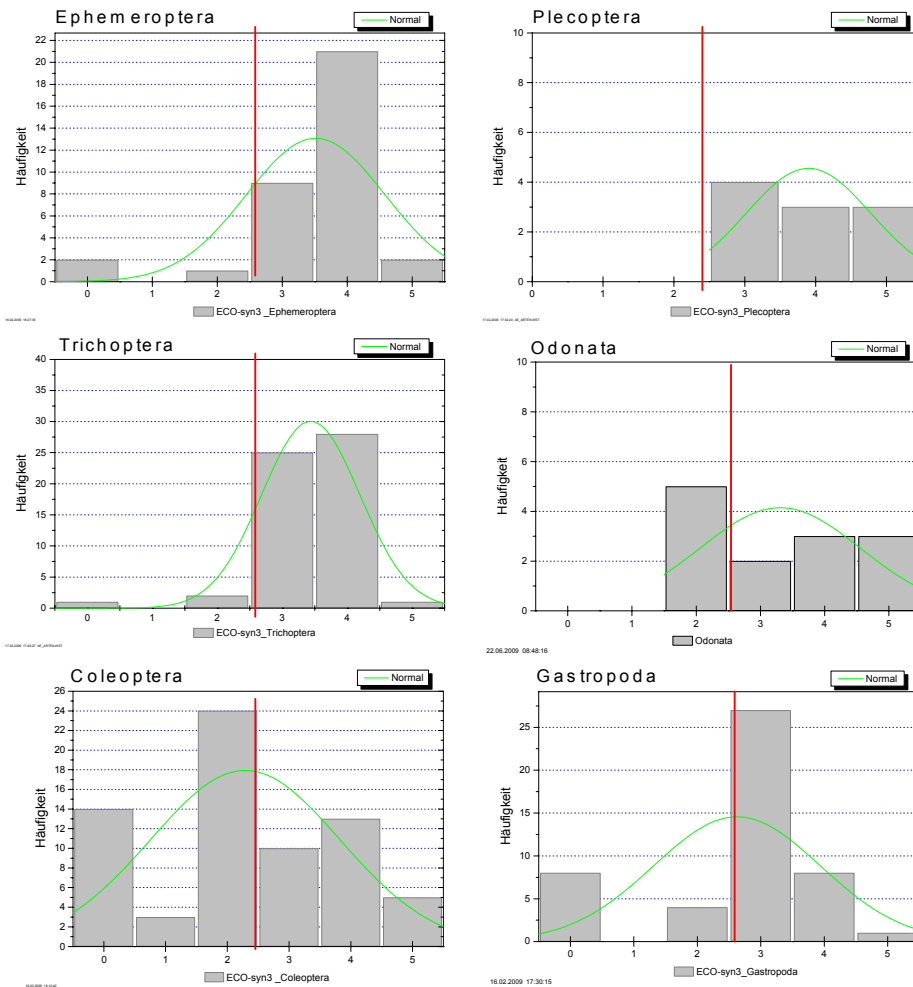
mit  $G_i = 2^{(5-W_i)}$  wobei  $W_i = (6 - Eco)$  [Eco-Wert];  $G_i = 2^{(5-W_i)}$  (Indikatorgewicht)

Dadurch erfolgt eine größere Spreizung der Eco-Werte, so dass Charakterarten mit sehr starker Bindung (stenöke bzw. sensitive Arten) im Vergleich zu euryöken bzw. toleranten Arten für die Bewertung eine höhere Bedeutung bekommen. Nach Gewichtung ergibt sich folgende Abstufung:

EcoWert = 1	gewichtet = <b>1</b>	durch	$W_i = 6-1 = 5; G_{Eco1} = 2^{(5-5)} = 2^0 = 1$
EcoWert = 2	gewichtet = <b>2</b>	durch	$W_i = 6-2 = 4; G_{Eco2} = 2^{(5-4)} = 2^1 = 2$
EcoWert = 3	gewichtet = <b>4</b>	durch	$W_i = 6-3 = 3; G_{Eco3} = 2^{(5-3)} = 2^2 = 4$
EcoWert = 4	gewichtet = <b>8</b>	durch	$W_i = 6-4 = 2; G_{Eco4} = 2^{(5-2)} = 2^3 = 8$
EcoWert = 5	gewichtet = <b>16</b>	durch	$W_i = 6-5 = 1; G_{Eco5} = 2^{(5-1)} = 2^4 = 16$

### Festlegung wichtiger Indikatorgruppen

Auf der Grundlage der Datenanalyse (Kap. 4) ist ersichtlich geworden, dass bestimmte Artengruppen empfindlicher auf die anthropogen erfolgten Veränderungen in den tideoffenen Marschengewässern reagieren als andere.



**Abb. 25:** Häufigkeitsverteilung nach Indikatorwerten (1 – 5), differenziert nach Großtaxagruppen mit hohem Anteil von Taxa mit Ecowerten >3.

Dies zeigt sich v.a. an solchen Gewässerabschnitten, die heute einen anthropogen sehr starken Tidehub unterliegen und die zudem durch Ausbauten eine geringe strukturelle Heterogenität aufweisen. Betroffen sind dabei insbesondere verschieden Insektengruppen aber auch Mollusken, die z.T. nur durch ein sehr eingeschränktes Artenspektrum vertreten sind oder u.U. gänzlich fehlen. Vor dem Hintergrund der Indikatorwerte, die entsprechende Hinweise auf Sensitivität bzw. Toleranz geben, wurde es daher als sinnvoll erachtet bei der Bewertung auf solche Gruppen zu fokussieren, die durch einen hohen Anteil sensitiverer Arten charakterisiert sind. Kriterium war in diesem Zusammenhang die Verteilung der Arten (innerhalb einer Großtaxagruppe) auf die Indikationswerte 0 (keine Indikation möglich), 1 (sehr tolerant) – 5 (sehr sensitiv). Abb. 25 und Abb. 26 zeigen das Ergebnis für verschiedene Gruppen.

Dabei wurden solche Gruppen als besonders wichtig für die Bewertung erachtet, die durch einen höheren Anteil von sensitiveren Taxa (Ecowerte  $\geq 3$ ) und einen möglichst geringen Anteil an derzeit nicht eingestufteten Arten (Indikatorklasse 0) aufweisen. Dies wird durch die ‚rechtsschiefe‘ Verteilung der Ecowert-Klassen verdeutlicht, d.h. der Verteilungsgipfel liegt bei Ecowert  $\geq 3$  liegt (Abb. 25). Dies ist für folgende Gruppen der Fall:

- Gruppe A: Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Odonata, Coleoptera, Bivalvia (nicht grafisch verdeutlicht), sowie Gastropoda

Diese Gruppen werden insbesondere für die Bewertung der hier differenzierten Marschengewässerkategorie ,Bb' (s. Kap. 5.1) berücksichtigt.

Andere Artengruppen sind durch Taxa gekennzeichnet, die zu einem größeren Anteil als tolerant gegenüber anthropogenen Veränderungen angesehen werden oder für die aufgrund eines noch begrenzten Wissensstands im Hinblick auf ökologische Ansprüche keine Einstufung erfolgt ist: Die Häufigkeitsverteilung dieser Arten ist daher ,linksschief' (Abb. 26).

Hierzu gehören:

- Gruppe B: Diptera, Crustacea und Oligochaeta

Eine weitere Gruppe (C) umfasst Großtaxagruppen, die (derzeit) eine untergeordnete Bedeutung für die Bewertung tideoffener Marschengewässer haben. Hierzu gehören z.B. Hydrozoa, Bryozoa (nur geringe Anzahl in limnischen Lebensräumen, kaum taxonomisch differenziert), Heteroptera (sehr mobil), Hirudinea (Indikation überwiegend unklar).

Zur Bewertung von salzgeprägten tideoffenen Marschengewässern (Typ Aa) im Vergleich zu den Süßwasserabschnitten sind andere Gruppen für die Bewertung prioritär. Hierzu gehören v.a. Aufwuchsorganismen (Hydrozoa, Bryozoa), marine Crustacea, marine Mollusken, marine Oligochaeta sowie Polychaeta. Solche Taxagruppen sind in Gruppe D zusammengefasst. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit waren, wie in Kap. 5.1 benannt, für den Marschengewässertyp Aa keine Referenzwerte festlegbar. Aufgrund des geringen Anteils dieses Typs stand keine entsprechende Datenlage für die Ableitung von Referenzbedingungen zur Verfügung. Eine Bewertung sollte, wie bereits oben vorgeschlagen, im Rahmen der ästuarinen Gewässertypen erfolgen.

Die differenzierten Gruppen (A - C) haben also im Rahmen der Bewertung eine unterschiedliche Bedeutung für die Indikation des ökologischen Zustands. So kann bei klaren Defiziten der Gruppe A, der gute ökologische Zustand nicht mehr erreicht werden. Gruppe B (und Gruppe C), kann selbst bei Realisierung der für sie spezifischen Referenzwerte nicht allein zur Bewertungsklasse ,gut' führen.

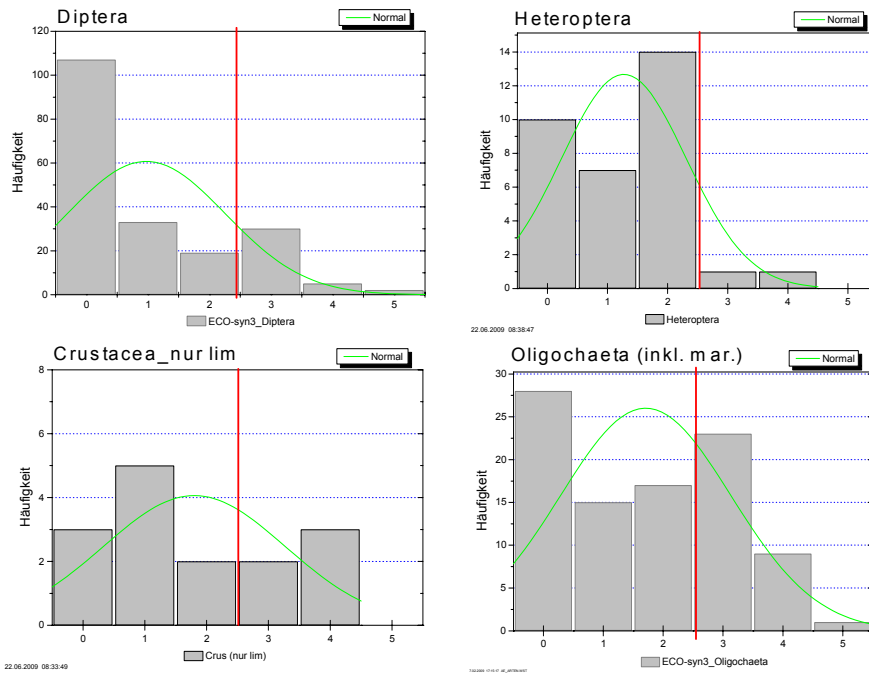


Abb. 26: Häufigkeitsverteilung nach Indikatorwerten (1 – 5), differenziert nach Großtaxagruppen mit höherem Anteil von Taxa mit Ecowerten <3.

Unter bestimmten Bedingungen können die Befunde der Gruppen B/C aber zu einer Aufwertung des Gesamtergebnisses führen. Dies ist der Fall, wenn über Gruppe A ein nur ‚unbefriedigender‘ oder ‚schlechter‘ Zustand indiziert wird, aber der Parameter Sensitivität/Toleranz die Klasse ‚gut‘ für wenigstens zwei oder ‚sehr gut‘ für eine der Taxagruppen aus B/C erreicht. Zur genauen Berechnung des Parameters Sensitivität/Toleranz siehe weiter unten. Abb. 27 zeigt eine zusammenfassende Übersicht über Festlegung der Großtaxagruppen hinsichtlich ihrer Bedeutung für die Bewertung.

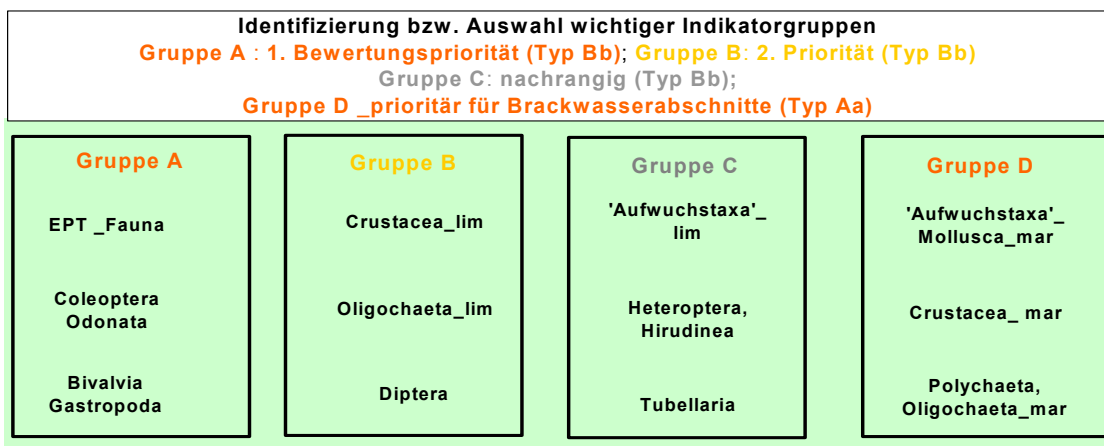


Abb. 27: Priorisierung von Großtaxagruppen im Hinblick auf ihre Bewertungsrelevanz für tideoffene Marschgewässertypen. EPT = Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera. Aufwuchstaxa\_mar = Hydrozoa, Bryozoa, Anthozoa.

## Abundanz

Die Einbindung des Parameters Abundanz in die Bewertung ist nicht ohne weiteres und nur mit Einschränkung möglich. Historische oder rezente Daten aus Referenzgewässern aus denen Referenzwerte im Hinblick auf die artspezifische Besiedlungsdichte stehen nicht zur Verfügung.

Da aber auch die Individuendichte u.E. gewisse Rückschlüsse auf den Zustand eines Lebensraumes ermöglicht, wurden die Abundanzwerte aus der rezente Untersuchung zur Ableitung der Referenz herangezogen. Wie bereits in Kap. 2.3 dargestellt sind die Benthosabundanzen ganz unterschiedlich dokumentiert worden. So liegen die AeTV-konformen Weichbodendaten überwiegend flächenbezogen (Ind./m<sup>2</sup>) quantifiziert vor, während andere Untersuchungen die Anzahlen je nach Erfassungsmethodik z.T. auch auf Zeiteinheiten beziehen (z.T. Kiel et al. 2004) oder die Anzahlen je Beprobung (CpUE) angeben. Die umfangreichen BOG-Untersuchungen der NLWKN sind zudem bereits in Abundanzschätzklassen (7-stufig, vgl. Tab. 8, Kap. 4.3) transformiert. Um diese mit tatsächlichen Individuenzahlen vergleichen zu können, wurden wie in Kap. 4.3 bereits beschrieben die Abundanzklassen ‚rücktransformiert‘ (Ind. = Mittelwert einer jeweiligen Schätzklasse).

Die Berücksichtigung der ‚Abundanz‘ als Bewertungsparameter erfolgt indirekt über eine abundanzbasierte Gewichtung der artspezifischen Ecowerte. Um der o.g. sehr heterogenen Datenlage Rechnung zu tragen wurden folgenden Schritte zur Implementierung als sinnvoll erachtet: Zunächst wurde für jede Art der dokumentierte Maximalwert als Referenzrichtwert (‚Ind./CpUE‘) definiert. Der jeweilige artspezifische Maximalwert ist log-transformiert worden; auch die Fangzahlen der Probe müssen log-transformiert werden. Zur weiteren Abpufferung methodisch bedingter Unterschiede der zugrunde liegenden heterogenen Daten sind in einem nächsten Schritt die artspezifischen log-transformierten Abundanzdaten über 20%-Quantile in 5 Klassen untergliedert worden. Der Vergleich von Beobachtungswert vs. Referenzwert erfolgt dann letztlich auf der Ebenen der Quantil-Klassen. Das heißt, alle die Werte, die sich in das oberste Quantil (80 % - 100%) von log-Max einordnen, werden nicht als Abweichung vom Referenzwert definiert. Liegt der Abundanzwert der Probe im Bereich des zweiten Quantils (60 – 80%) von log-Max, führt dies zu einer Gewichtung des entsprechenden Ecowerte mit dem Faktor 0,8. Liegt der Abundanzwert im untersten Quantil wird der artspezifische Ecowert mit Faktor 0,2 gewichtet. Falls also eine Art im Vergleich zum Referenzwert in deutlich geringerer Individuenzahl erfasst wird, führt dies zu einer Verringerung des artspezifischen ECowertes.

Die Berechnung des Abundanzfaktors erfolgt aus:

*Abundanzfaktor Referenz:  $A_{iRef}$  und*

*Abundanzfaktor Beobachtungswert (Probe):  $A_{iBW}$*

*wobei  $A_{iRef} = 1$*

*und  $A_{iBW} =$  Quotient (Q) von  $LOG\_Abundanz_{BW} / LOG\_Abundanz_{REF}$ , dabei ist*

*$A_i = 1$  wenn  $Q > 0,8 - 1$  oder wenn  $Q > 1$ ;  $A_i = 0,8$  wenn  $Q > 0,6 - 0,8$ ; .....;  $A_i = 0,2$  wenn  $Q \leq 0,2$*

*$LOG\_Abundanz_{ref}$  = Wert des Taxon i im Artenpool*

*$LOG\_Abundanz_{BW}$  = Abundanzwert des Taxon i in der Probe*

**! Hinweis:** Mit dem oben gewählten Ansatz zur Implementierung des Parameters Abundanz, würden ggf. Massenentwicklungen sehr toleranter Spezies nicht identifiziert, da  $A_i = 1$  wenn  $Q > 1$  (s.o.). Massenentwicklungen könnten ein Hinweis auf Störungen sein. Somit bestünde die Möglichkeit, dass eine solche Entwicklung über die Bewertung nicht entsprechend reflektiert würde. Eine damit verbundene entsprechende Fehlklassifikation wäre u.E. aber nur hypothetisch denkbar, da (falls der Indikatoransatz nicht grundsätzlich in Frage zu stellen ist) mit hoher Wahrscheinlichkeit eine störungsbedingte Massenentwicklung sehr toleranter Arten gleichzeitig mit Defiziten bei den sensitiven Arten einhergehen müsste und hierüber die formale Indikation bereits abgedeckt sein sollte.

### Berechnung Sensitivität/Toleranz/Abundanz (ECO)

Aus der Ermittlung der Teilgrößen ‚Sensitivität/Toleranz‘ und des ‚Abundanzfaktors‘ ergibt sich folgende Berechnung des Parameters:

$$(1) \text{ECO TG}_{i-Pr} = \sum (\text{Ecowert TG}_{Tax_i-Pr} \times A_i);$$

$$(2) \text{ECO}_{ges}^* = ((\text{ECO TG}_{i-Pr}/\text{ECO TG}_{i-Ref}) + \dots + (\text{ECO TGN-Pr}/\text{ECO TGN-Ref}))/\text{NTG}$$

\*= differenziert nach Taxagruppen A – C (s.o.).

$\text{Ecowert TG}_{Tax_i-Pr}$  = Ecowert des Taxons<sub>i</sub> in der Probe

$A_i$  = Abundanzwert des Taxons<sub>i</sub> in der Probe

$\text{ECO TG}$  = Summe der gewichteten Ecowerte einer Taxongruppe.

### 7.4.4 Gesamtbewertung

Für die Gesamtbewertung des ökologischen Zustands werden die Parameter ‚Taxonomische Vollständigkeit‘ (TAV) und ‚Sensitivität/Toleranz/Abundanz‘ ( $\text{ECO}_{ges}$ ) in einfacher Weise wie folgt zusammengeführt:

$$\text{ECO\_TOM} = (\sum \text{ECO}_{EPTCOBG}^* \times \text{TAV}^*)/2$$

\* fokussiert auf die Großtaxagruppen der Gruppe A mit einer internen Höhergewichtung der EPT-Fauna (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera)

Die Bewertung erfolgt im vorliegenden Ansatz nahezu ausschließlich über eine Defizitbetrachtung unter der Annahme, dass die als sensitiv klassifizierten Arten eine signifikante Veränderung ihres Lebensraumes durch einen deutlichen Arten- und Individuenrückgang widerspiegeln. Sowohl ein hypothetisches Fehlen als auch eine starke Präsenz toleranter Spezies wird im Verfahren nicht negativ bewertet, wenn gleichzeitig die sensitiveren Taxa vorhanden sind. Diesbezüglich lassen sich generelle Szenarien unterscheiden:

- der sehr gute ökologische Zustand wird erreicht, wenn eine höhere Anzahl sensitiver Taxa vorhanden ist und die taxonomische Diversität (alle Großtaxa vertreten) sehr hoch ist.



- Der gute ökologische Zustand wird erreicht, wenn eine Anzahl sensibler und zahlreiche mäßig sensitive Spezies vorhanden sind und die taxonomische Diversität hoch ist.
- der gute ökologische Zustand kann auch über eine hohe Anzahl nur mäßig sensibler und wenige sensitive Taxa erreicht werden, wenn gleichzeitig die taxonomische Diversität hoch ist. (Dies trägt dem Aspekt Rechnung, dass die tideoffenen Marschengewässer auch natürlicherweise durch unterschiedliche Rahmenbedingungen geprägt sein können).
- wenn innerhalb der Großtaxagruppe A eine der Subgruppen ‚EPT‘ (Eintags-, Stein-, Köcherfliegen), ‚CO‘ (Coleoptera, Odonata) oder ‚BG‘ (Bivalvia, Gastropoda) die Referenzbedingungen des ECO\_Wertes ( $>0,8$  = sehr gut) erreicht, wird ein ansonsten ‚mäßiges‘ Ergebnis in die Zustandsklasse ‚gut‘ aufgewertet.

Wie oben bereits angesprochen, haben die Bewertungsgruppen B und C für die Klassifikation des ökologischen Zustands eine untergeordnetere Bedeutung. Über ‚wenn-dann‘-Funktionen können sie Einfluss auf das Ergebnis haben. Allerdings ist auch bei einer starken Präsenz von Arten der Gruppen B und C keine Abwertung verbunden, da alle im Artenpool vorhandenen Taxa zum potenziellen Fauneninventar gehören (s.o.). Insofern können auch tolerante Spezies zur Erreichung des guten ökologischen Zustands einen gewissen Beitrag leisten. Folgenden ‚wenn-dann-Funktionen‘ führen unter Berücksichtigung der Gruppen B und C zu einer Auswertung:

- Wenn innerhalb der Gruppen B & C ein Großtaxa den Referenzbedingungen ‚gut‘ oder besser entspricht, wird bei einem ansonsten schlechten oder unbefriedigenden Ergebnis in die Zustandsklasse ‚mäßig‘ aufgewertet.
- Wenn innerhalb der Gruppen B & C ein Großtaxa den Referenzbedingungen mäßig entspricht, wird bei einem ansonsten schlechten Ergebnis in die Zustandsklasse ‚unbefriedigend‘ aufgewertet.
- Wenn die Großtaxa Diptera, Oligochaeta und sonstige wenigstens den Bedingungen für einen ‚mäßigen ökologischen Zustand‘ entsprechen, kann bei einem ansonsten schlechten oder unbefriedigenden Ergebnis in die Zustandsklasse ‚mäßig‘ aufgewertet werden

Weitere gruppenübergreifende ‚wenn-dann-Funktionen‘ können zu einer Aufwertung des Gesamtergebnisses führen:

- Wenn mehr als 80% aller Indikatororganismen der Ekoklasse 5 im Vergleich zum Referenzwert (zur Festlegung des Referenzwertes s.u. Kap. 7.4.4.1) präsent sind, kann bei einem ansonsten mäßigen Ergebnis das Gesamtergebnis auf ‚gut‘ aufgewertet werden.
- Wenn mehr als 90% aller Indikatororganismen der Ekoklasse 4 im Vergleich zum Referenzwert präsent sind, kann bei einem ansonsten mäßigen Ergebnis das Gesamtergebnis auf ‚gut‘ aufgewertet werden.
- Wenn 100% aller Indikatororganismen der Ekoklasse 3 im Vergleich zum Referenzwert präsent sind, kann bei einem ansonsten mäßigen Ergebnis das Gesamtergebnis auf ‚gut‘ aufgewertet werden

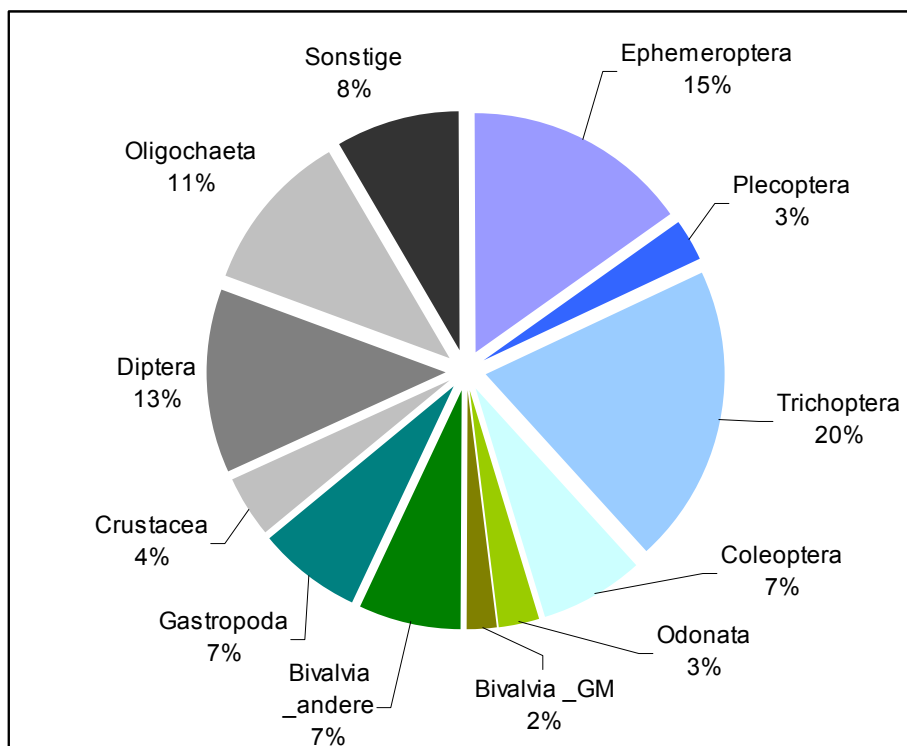
#### 7.4.4.1 Festlegung des Bewertungsmaßstabs

##### Definition der Referenzgemeinschaft

Die Referenzgemeinschaft wurde auf der Grundlage tatsächlicher Daten (z.B. Daten aus der Stör, LANU 2003) sowie über ein Expert-judgement (vgl. Steckbrief) hergeleitet und berücksichtigt v.a. auch die Befunde von Speth & Brinkmann (2003) sowie Crueger (2000), die eine Referenzzönose/Besiedlungspotenzial für Marschengewässer erstellt haben. Diese bezieht sich z.T. auch auf die oberen Abschnitte tideoffener Marschengewässer.

Die ‚Rekonstruktion‘ der Referenzgemeinschaft erfolgte v.a. dem Hintergrund typischer Habitate anthropogen unbeeinflusster Gewässer (v.a. geringer Tidehub, vgl. Steckbrief Kap. 7.3) und der unter diesen Bedingungen zu erwartenden Benthosgemeinschaft. Von Bedeutung für die Zusammensetzung einer Benthosgemeinschaft sind folgende Kenngrößen:

- Habitate mit unterschiedlichen Strömungsbedingungen (gering, höher)
- Habitate mit unterschiedlichen geogenen Substraten (Feinkorn, gröbere Sedimente)
- Habitate mit biogenen Substraten (Makrophyten)
- Sedimente lagestabil (bei ausgeprägter Strömung)



**Abb. 28:** Zusammensetzung der Referenzartengemeinschaft differenziert nach Großtaxaebene ( $N_{\text{ges}} = 142$  Spezies). Bivalvia\_GM = Großmuscheln

Tab. 21 gibt exemplarisch einen Überblick über das Referenzspektrum für die Gruppen Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera. Informationen zu anderen Gruppen sind dem Anhang 4 zu entnehmen.

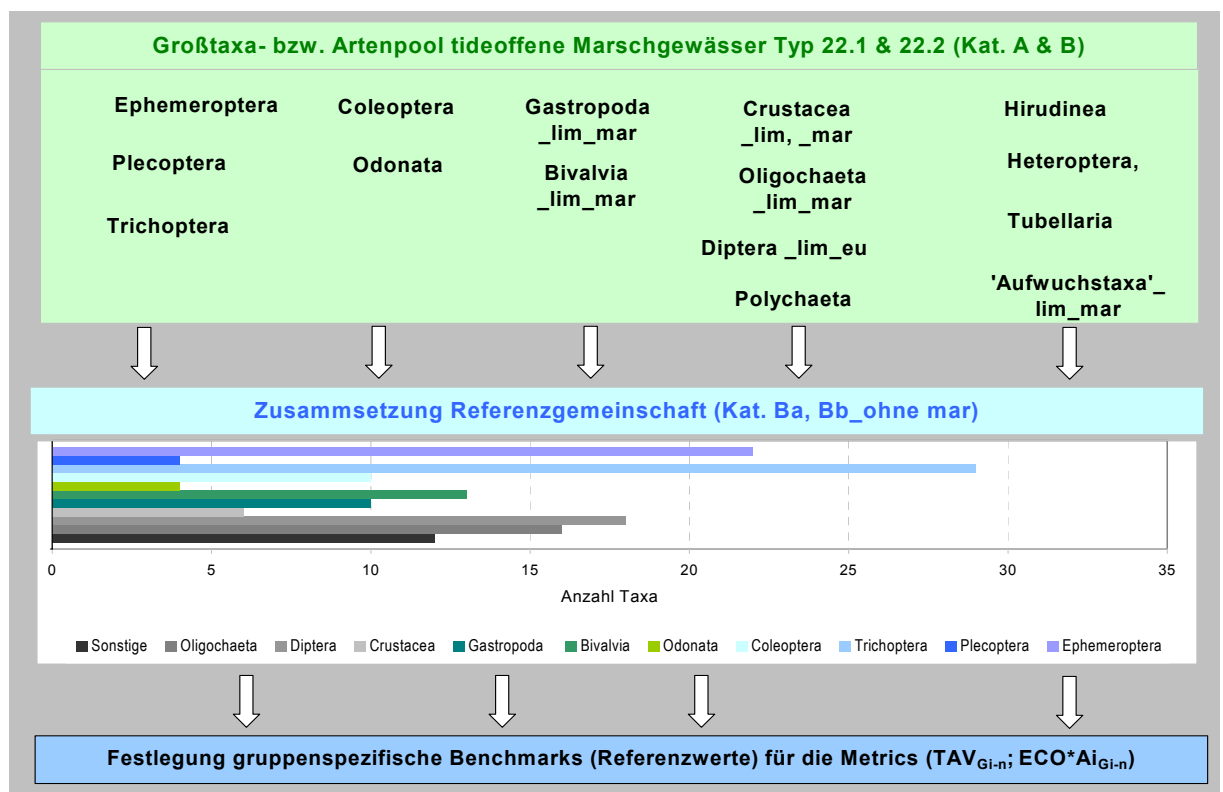
**Tab. 21:** Spezies der Großtaxa Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera deren Vorkommen den ‚sehr guten ökologischen Zustand‘ reflektieren. Rot hervorgehoben: nach Speth & Brinkmann (2003) typische Spezies für Marschengewässer, die zur Ableitung des sehr guten ökologischen Zustands für tideoffene Marschengewässer derzeit nicht berücksichtigt sind, da ein stetiges Vorkommen in TO-Marschengewässern derzeit unklar ist. Rheo = fließgewässertypisch; Fein = Feinsediment; Rithr = Rithral; Pot = Potamal.

Art	Gruppe	Substrat	Zonierung	Strömung
Baetis fuscatus	Ephemeroptera	Phytal	Potamal	rheo
Baetis sp.	Ephemeroptera	Phytal	Potamal	rheo
Baetis vernus	Ephemeroptera	Phytal	Rithr-Pot	rheo
Brachycercus harrisellus	Ephemeroptera	Fein, Phytal	Rithr-Pot	rheo
Caenis horaria	Ephemeroptera	Fein, Phytal, Detritus	Potamal	indifferent
Caenis luctuosa	Ephemeroptera	Fein, Phytal, Detritus	Potamal	indifferent
Caenis pseudorivulorum	Ephemeroptera	Kies, Sand, Detritus	Potamal	rheo
Caenis rivulorum	Ephemeroptera	Kies, Sand	Rithr-Pot	rheo
Caenis robusta	Ephemeroptera	Fein, Phytal, Detritus	Potamal	indifferent
Centropitium luteolum	Ephemeroptera	Fein, Phytal	Rithr-Pot	rheo
Cloeon dipterum	Ephemeroptera	Phytal	Potamal	indifferent
Cloeon simile	Ephemeroptera	Phytal	Potamal	indifferent
Ephemerella danica	Ephemeroptera	Fein	Rithr-Pot	rheo
Ephemerella ignita	Ephemeroptera	Fein	Rithr-Pot	rheo
Ephemerella notata	Ephemeroptera	Kies, Phytal	Potamal	rheo
Heptagenia flava	Ephemeroptera	Fein, Phytal Hartsubstrat	Rithr-Pot	rheo
Heptagenia fuscogrisea	Ephemeroptera	Fein, Phytal Hartsubstrat	Rithr-Pot	rheo
Heptagenia sulphurea	Ephemeroptera	Phytal, Hartsubstrat	Rithr-Pot	rheo
Leptophlebia marginata	Ephemeroptera	Phytal	Potamal	rheo
Paraleptophlebia cincta	Ephemeroptera	Phytal	Rithr-Pot	rheo
Paraleptophlebia submarginata	Ephemeroptera	Phytal	Rithr-Pot	rheo
Procladius bifidus	Ephemeroptera	Phytal	Potamal	rheo
Nemoura cinerea/avicularis	Plecoptera	Fein, Phytal, Detritus	Rithr-Pot	rheo
Isoperla grammaca/difformis	Plecoptera	Kies, Hartsubstrat	Rithr-Pot	rheo
Taeniopteryx nebulosa	Plecoptera	Fein, Phytal	Rithr-Pot	rheo
Leuctra spp.	Plecoptera	Hartsubstrat, Phytal	Rithr-Pot	rheo
<i>Periodes dispar</i>	<i>Plecoptera</i>	<i>Kies, Hartsubstrat</i>	<i>Potamal</i>	<i>rheo</i>
Agralea multipunctata	Trichoptera	Fein	Potamal	indifferent
Anabolia nervosa	Trichoptera	Fein, Phytal	Potamal	rheo
Athripsodes aterimus	Trichoptera	Fein	Rithr-Pot	indifferent
Athripsodes albifrons	Trichoptera	Fein	Potamal	indifferent
<i>Athripsodes cinereus</i>	<i>Trichoptera</i>	<i>Fein</i>	<i>Potamal</i>	<i>indifferent</i>
Beraeodes minutus	Trichoptera	Fein, Phytal, Detritus	Rithr-Pot	rheo
Brachycentrus subnubilus	Trichoptera	Phytal	Rithr-Pot	rheo
Ceraclea dissimilis	Trichoptera	Hartsubstrat, Phytal	Rithr-Pot	rheo
Cyrnus trimaculatus	Trichoptera	Fein, Phytal	Potamal	indifferent
Ecnomus tenellus	Trichoptera	Hartsubstrat, Phytal	Potamal	indifferent
Glyptotendipes pellucidus	Trichoptera	Fein, Detritus	Rithr-Pot	indifferent
<i>Grammotaulius mibidus</i>	<i>Trichoptera</i>	<i>Fein, Detritus</i>	<i>Rithr-Pot</i>	<i>indifferent</i>
<i>Goera pilosa</i>	<i>Trichoptera</i>	<i>Kies, Hartsubstrat</i>	<i>Rithr-Pot</i>	<i>rheo</i>
Halesus spp.	Trichoptera	Fein, Phytal, Detritus	Rithr-Pot	rheo
Hydropsyche angustipennis	Trichoptera	Hartsubstrat, Phytal	Potamal	rheo
Hydropsyche contubernalis	Trichoptera	Hartsubstrat	Potamal	rheo
Hydropsyche pellucidula	Trichoptera	Hartsubstrat, Phytal	Rithr-Pot	rheo
Ithytrichia lamellaris	Trichoptera	Phytal	Rithr-Pot	rheo
Lepidostoma hirtum	Trichoptera	Hartsubstrat, Phytal	Rithr-Pot	rheo
<i>Limnephilus affinis</i>	<i>Trichoptera</i>	<i>Fein, Detritus</i>	<i>Potamal</i>	<i>indifferent</i>
Limnephilus lunatus	Trichoptera	Fein, Phytal, Detritus	Potamal	indifferent
Limnephilus marmoratus	Trichoptera	Fein, Phytal, Detritus	Potamal	indifferent
Limnephilus rhombicus	Trichoptera	Fein, Phytal, Detritus	Potamal	indifferent
Lype phaeopa	Trichoptera	Hartsubstrat, Phytal	Potamal	rheo
Molanna angustata	Trichoptera	Fein	Potamal	rheo
Mystacides azurea	Trichoptera	Fein, Phytal	Potamal	indifferent
Mystacides longicornis	Trichoptera	Phytal	Potamal	indifferent
Mystacides nigra	Trichoptera	Phytal	Potamal	indifferent
<i>Nobdobia ciliaris</i>	<i>Trichoptera</i>	<i>Fein, Detritus</i>	<i>Potamal</i>	<i>rheo</i>
Neureclipsis bimaculata	Trichoptera	Phytal	Potamal	rheo
Oecetis ochracea	Trichoptera	Hartsubstrat, Phytal	Potamal	rheo
Phryganea grandis	Trichoptera	Phytal	Potamal	indifferent
Polycentropus falomaculatus	Trichoptera	Hartsubstrat, Phytal	Rithr-Pot	rheo
Polycentropus irroratus	Trichoptera	Hartsubstrat, Phytal	Rithr-Pot	rheo
<i>Potamophylix labpennis</i>	<i>Trichoptera</i>	<i>Kies, Phytal</i>	<i>Rithr-Pot</i>	<i>rheo</i>

Insgesamt wurden für die tideoffenen Marschengewässer insgesamt 142 Taxa definiert, deren Zusammensetzung als Maßstab den sehr guten ökologischen Zustand genutzt wird. Die Artenliste für die Bewertung der prioritären Gruppe 1 (Abb. 28, farbig dargestellte Großtaxa) basiert dabei weitgehend auf der Herleitung der Referenzbedingungen für Marschengewässer von Speth & Brinkmann (2003). Diese wurde im Rahmen der vorliegenden Arbeit unter fachlichen Gesichtspunkten um weitere Taxa aus den Gruppen Crustacea, Diptera und Oligochaeta sowie einige unter Sonstige (Heteroptera, Hirudinea und Turbellaria) subsumierte Gruppen ergänzt. Aus letzteren Gruppen wurden nur Spezies mit höheren Habitatansprüchen (solche mit Ecowerten >3) berücksichtigt. Einige bei Speth & Brinkmann aufgeführte Taxa sind aufgrund ihrer unklaren Verbreitung in tideoffenen Marschengewässern nicht zur Festlegung der Referenzwerte herangezogen worden (Tab. 21). Dies wird zum einen damit begründet, dass im Zeitraum 1986 – 2007 kein Nachweis in den tideoffenen Marschengewässern erfolgt ist und es sich zum anderen nicht um Taxa handelt, die aufgrund ihrer besonderen Empfindlichkeit heute generell verschollen oder vom Aussterben bedroht sind.

### Maßstab und Klassengrenzen

Auch unter weitgehend natürlichen Bedingungen sind nicht alle im Taxapool vorhandenen Arten an einer Messstelle zu erwarten. Die Festlegung der oberen Ankerpunkte für die Bewertungsparameter erfolgt über die definierte (Modell)Referenzgemeinschaft (s.o.), die sich aus dem Taxapool rekrutiert. Diese Referenzgemeinschaft liefert letztlich den jeweiligen Maßstab für die verschiedenen bewertungsrelevanten (Sub)Metrics. Abb. 29 zeigt die Schritte zur Festlegung der metricspezifischen Benchmarks schematisch.



**Abb. 29:** Schritte zur Festlegung der metricspezifischen Referenzwerte für tideoffene Marschengewässer 22.1 & 22.2 (Kat B). Mar, eu = marine und euryhaline Taxa

Die Skalierung für die Qualitätsklassen ‚gut‘, ‚mäßig‘, ‚unbefriedigend‘ und ‚schlecht‘ erfolgt auf Grundlage der normativen Begriffsbestimmung nach Refcond 2.3 (s. Kap. 7.1) nach einer linearen Skalierung. So wird vor dem Hintergrund der natürlichen und erfassungsmethodisch bedingten Variabilität eine Ähnlichkeit von

- >80 % als ‚sehr geringe Abweichung‘
- > 60 – 80 % als ‚geringe Abweichung‘
- >40 – 60% als deutliche Abweichung
- >20 – 40 % als starke Abweichung
- < 20% sehr starke Abweichung

vom Referenzwert definiert. Diese Klassenabstufung erscheint auch hier plausibel, da eine ähnliche Klassifizierung bezüglich Gleichartigkeit und Gleichmäßigkeit von Besiedlungen mit Aussagen über Präsenz bzw. Frequenz von Arten bereits bei Tischler (1979) nach einer vierstufigen Skalierung (25%-Klassen) benannt wurde. Demnach wäre eine Übereinstimmung von 75 % zweier Artengemeinschaften als ‚kaum abweichend‘ bzw. ‚gleichartig‘ einzustufen. Hieran anlehnend und unter Berücksichtigung der normalen Variabilität der benthischen Lebensgemeinschaften ist ‚eine sehr geringe Abweichung‘ von den Referenzbedingungen und damit der ‚sehr gute ökologische Zustand‘ bei einer Ähnlichkeit von >80 % gegeben. Als deutlich abweichend (mäßiger ökologischer Zustand) wird eine Ähnlichkeit von <60 % definiert (s.u.).

**!** *Hinweis: Für die Indizierung des sehr guten oder guten Zustands ist es nicht zwingend erforderlich, dass die in der Referenzgemeinschaft aufgeführten Spezies präsent sind (s. z.B. Tab. 21.). Diese stehen auch stellvertretend für Taxa mit identischen oder sehr ähnlichen Habitatansprüchen. Der sehr gute oder gute Zustand wäre daher ebenfalls realisiert, wenn andere Arten des Gesamttaxapools aus den entsprechenden Großtaxagruppen mit identischen oder höheren Ecowerteinstufungen in der Probe vorhanden wären.*

#### 7.4.4.2 EQR (Ecological Quality Ratio)

##### **Bestimmung des ökologischen Zustandes**

Unabhängig der Frage, ob die tideoffenen Marschengewässer als stark verändert oder z.T. als künstlich eingestuft sind, soll zunächst der ökologische Zustand bestimmt werden. Ein länderübergreifend abgestimmtes Vorgehen zur Bestimmung des ökologischen Potenzials liegt derzeit nicht vor (s.u.).

Die abschließende Bewertung des ökologischen Zustands erfolgt anhand des sogenannten EQR (Ecological Quality Ratio). Die Klassenabstufung von ‚sehr gut‘ bis ‚schlecht‘ entspricht der bereits oben beschriebenen Skalierung zur Klassifizierung der Ähnlichkeitsstufen. Der EQR ist allerdings ein einheitsloses Maß, das den Zustand als Grad der Abweichung von der Referenz auf der Basis ökologischer Qualitätsquotienten bemisst. Ein analoger Ansatz wurde im vorliegenden Verfahren ja bereits auf der Ebene der Messgrößen angewandt. Der EQR wird folgend berechnet:

$EQR_{TAV} = \text{Beobachtungswert} / \text{Referenzwert}$  eines biologischen Qualitätselements.

$EQR_{ECO} = \text{Beobachtungswert} / \text{Referenzwert}$  eines biologischen Qualitätselements.

$$EQR_{Gesamt} = EQR_{TAV} + EQR_{ECO} / 2$$

Der EQR nimmt Werte zwischen 0 und 1 an, wobei durch Festlegung von Qualitätsklassen nach einem 5-stufigen System, sich der Zustand anhand des EQR-Wertes widerspiegelt. Je nach Festlegung der Klassengrenzen für die verschiedenen ökologischen Zustände (vgl. REFCOND 2.3), signalisiert ein EQR-Wert von >0,8 i.d.R. den sehr guten Zustand. <0,6–0,8 den guten Zustand usw.. Diese lineare Skalierung ist nach Recond aber nicht bindend, sondern kann je nach Herleitung auch modifiziert werden.

**! HINWEIS:** Es sei an dieser Stelle noch einmal angemerkt, dass die (vorläufige) lineare Festlegung der Klassengrenzen nicht auf wissenschaftlich belegbaren Daten basiert, da z.B. in Hinblick auf die der natürlichen räumlichen und zeitlichen Variabilität (und einer daraus abzuleitenden ‚bewertungsrelevanten‘ natürlichen Amplitude der Besiedlungskennwerte) von Gemeinschaften anthropogen unbeeinflusster Gewässer keine Daten zur Verfügung stehen. Entsprechende Referenzgewässer existieren gegenwärtig nicht mehr. Unter Berücksichtigung der o.g. Aspekte (normative Begriffsbestimmungen, Ähnlichkeit von Gemeinschaften etc.) erfolgte die Festlegung vor allem auf der Basis ‚ökologisches Erfahrungswissen‘ sowie unter Plausibilitäts Gesichtspunkten.

**Tab. 22:** Klassengrenzen des EQR für die benthosbasierte Bewertung von tideoffenen Marschengewässern (Typ 22.1 & 22.2)

Normative Begriffsbestimmung (Refcond 2.3):	Bewertung/Ähnlichkeit zur Referenz	Festlegung des EQR-Wertes	Ökologischer Zustand
..vollständig oder nahezu..., kaum Abweichungen	>= 80%ige Übereinstimmung aller Messgrößen (Mittelwert)	>=0,8	Sehr gut
..geringfügige Abweichung..., Anzeichen für anthropogene Störungen	> 60%ige Übereinstimmung aller Messgrößen (Mittelwert)	>0,6 – 0,8	Gut
...mäßige Abweichung, größere Anzeichen anthropogener Störung..	> 40%ige Übereinstimmung aller Messgrößen (Mittelwert)	>0,4 – 0,6	Mäßig
... erhebliche Abweichung..	> 20% Übereinstimmung aller Messgrößen (Mittelwert)	>0,2- 0,4	Unbefriedigend
...große Teile der Biozönosen fehlen...	< 20% Übereinstimmung aller Messgrößen (Mittelwert)	<0,2	Schlecht



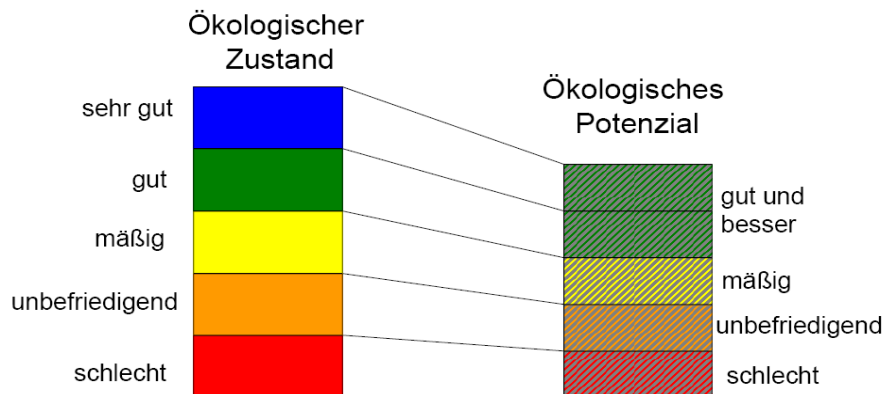
## Möglichkeiten zur Bestimmung des ökologischen Potenzials

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit ist die Frage, wie das ökologische Potenzial für die ganz überwiegend als ‚stark verändert‘ klassifizierten tideoffenen Marschengewässer bestimmt wird, nicht zu klären. Zu diesem Aspekt wird derzeit auch ein BMBF-Projekt durchgeführt. Ziele des Verbundprojekts MAKEF seien hier kurz zitiert (Glacer et al. 2008): Die Definition der HMBW-Gewässer ...*erfolgt in der EU-WRRL ausschließlich über Nutzungskriterien. Es fehlt bislang die Rückkopplung zu den biotischen Anforderungen. Das BMBF-Verbundforschungsprojekt „MAKEF“ schafft diesen Brückenschlag durch Einsatz moderner GIS-Technologie im Verbund mit hydrobiologischen Felduntersuchungen und sozio-ökonomischen Bewertungsverfahren. Die Ergebnisse des Projektes fließen als „case studies“ ein in das EU-Forschungsvorhaben: „Identification and Designation of Heavily Modified Water Bodies under the Water Framework Directive“.*

Einige allgemeine Hinweise zur Bestimmung des ökologischen Potenzials sollen aber kurz angesprochen werden:

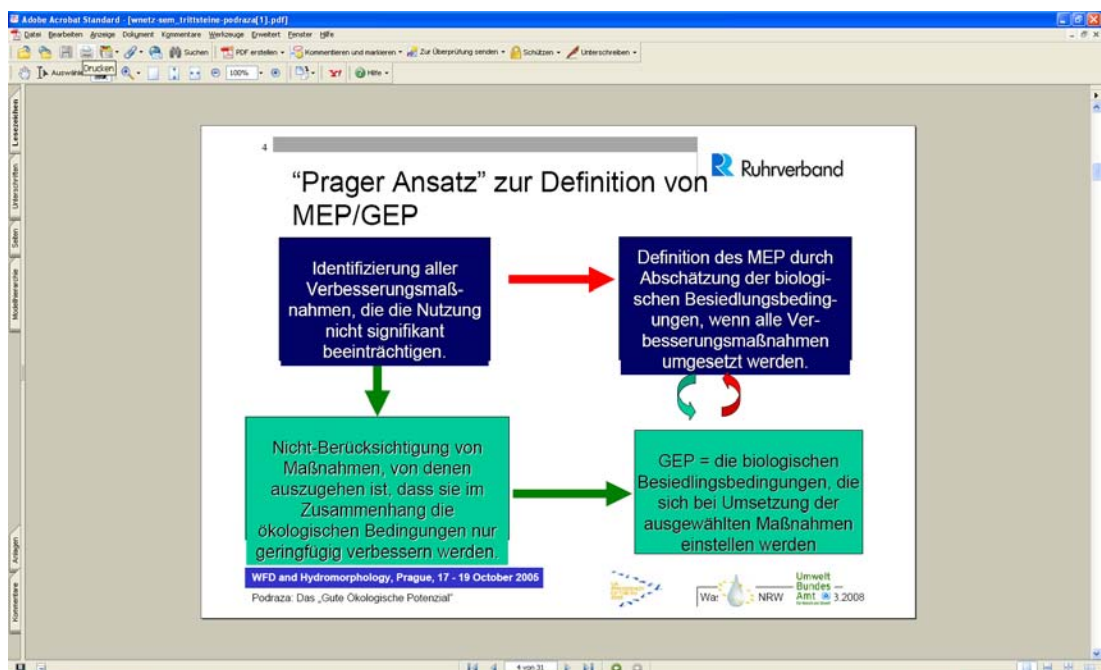
Folgende generelle Herangehensweisen sind denkbar:

1. CIS HMWB-Ansatz: Herleitung von gewässertypspezifischen Referenzbedingungen, unter Beibehaltung der Nutzung und Berücksichtigung der maximal umsetzbaren Maßnahmen. Auf dieser Grundlage wäre die Ausprägung der biologischen Qualitätskomponenten ortsspezifisch, modellhaft oder über Expertenwissen zu beschreiben. Vom ‚maximalen ökologischen Potenzial‘ aus erfolgt mittels Downscaling über den EQR die Bestimmung der weiteren Potenzial-Stufen.
2. Inhaltliche Anpassung der Referenzbedingungen (analog zum CIS-Ansatz). Generell wären gewässertypspezifische Änderungen in der Zusammensetzung der Qualitätskomponenten, die entweder allgemeingültig oder nutzungsspezifisch sind erforderlich; Änderung der für die Bestimmung des ökologischen Zustands definierten Ankerpunkte, ggf. auch Änderung der ‚key metrics‘ (vgl. Podraza 2008; Glacer et al 2008\_BMBF MAKEF s.o.). Dieser Weg erscheint u.E. zur Zeit nur schwer umsetzbar. Hierfür wäre eine fachlich ausreichend begründete Reduzierung der Referenzartenliste um solche Arten erforderlich, deren Vorkommen unter den heutigen Rahmenbedingungen bzw. auch nach Umsetzung denkbarer Verbesserungsmaßnahmen auszuscheiden wäre.
3. Bestimmung des ‚guten‘ bzw. ‚maximalen‘ Potenzials auf der Ebene des EQR. Über eine Skalenschiebung wäre es möglich den EQR-Wert für den ‚mäßigen ökologischen Zustand‘ als relevante Größe für das ‚gute ökologische Potenzial‘ zu definieren (Abb. 30). Dies erscheint uns plausibel, da vor dem Hintergrund der weitgehend irreversiblen morphologischen Veränderungen vermutlich nicht davon auszugehen ist, dass sich auch durch nach Umsetzung denkbarer Maßnahmen die historisch vielfältige und individuenreiche Faunengemeinschaft wieder dem ‚sehr guten‘ bzw. ‚guten‘ ökologischen Zustand entsprechend einstellen kann. Wird z.B. die Grenze zwischen gutem und mäßigem ökologischen Potenzial bei einem EQR von  $>0,4 - 0,5$  gesetzt, bedeutet dies, dass eine Ähnlichkeit von  $> 40 - 50 \%$  zur derzeitigen Referenz notwendig ist, um die Zustandsklasse ‚gutes Potenzial‘ zu erreichen. Dies erscheint sowohl vor dem Hintergrund der ausgeprägten Variabilität der Benthosgemeinschaften als auch unter Berücksichtigung der gewässerstrukturellen Veränderungen der Ästuare als ein denkbarer Grenzwert.



**Abb. 30:** Schematisierte Vorgehensweise zur Definition des ökologischen Potenzials: Abwärtsskalierung (vgl. Bioconsult 2006, Podraza 2008)

4. ‚Maßnahmenbezogene‘ Festlegung des Potenzials. Eine Definition des guten ökologischen Potenzials wurde im Rahmen des Workshops ‚Wasserrahmenrichtlinie und Hydromorphologie‘ (Prag, Oktober 2005) vorgeschlagen. Demnach ermittelt sich das ökologische Potenzial auf der Grundlage des Istzustands und einer bestimmten Anzahl ökologischer Verbesserungsmaßnahmen, die sich aus einem Pool ‚aller‘ möglichen Maßnahmen unter Kosten-Nutzen- sowie Effizienzgesichtspunkten ergeben. Diese ‚pragmatische‘ Vorgehensweise orientiert sich dabei allerdings nicht bzw. nicht direkt an den biologischen Qualitätskomponenten. Verschiedene Modifikationen dieses Ansatzes sind in der jüngeren Vergangenheit in der Diskussion (s. z.B. Koordinierungsgruppe Tideelbe, Janning in Podraza 2008).



**Abb. 31:** Prager Ansatz zur Feststellung des ökologischen Potenzials (aus Podraza 2008).

5. Der niederländische Vorschlag (vgl. Jager 2009) für die Definition des guten ökologischen Potenzials (GÖP) für die erheblich veränderten Gewässer bezieht sich auf den EQR-Durchschnittswert der ökologischen Zustandsbewertung und der Grenze mäßig-gut (0,6). Für ein spezifisches Gewässer mit einem als z.B. ‚mäßig‘ klassifizierten ökologischen Zustand und einem angenommenen  $EQR_{\text{öZ}} = 0,42$  ergibt sich der gewässerspezifische Grenzwert für das GÖP aus  $(0,6 + 0,42)/2$ . In Falle des Beispiels liegt das GÖP folglich bei einem  $EQR_{\text{GÖP}} = 0,51$ . Für derzeit besser oder schlechter eingestufte Gewässer würde der  $EQR_{\text{GÖP}}$  für das gute ökologische Potenzial im Vergleich zum hier aufgeführten Beispiel entsprechend höher oder niedriger liegen.

Ein allgemein akzeptiertes numerisches Verfahren zur Bestimmung des ökologischen Potenzials existiert gegenwärtig noch nicht, eine vertiefte Betrachtung bzw. eine Festlegung auf eine der o.g. Vorgehensweisen ist im Rahmen des vorliegenden Projektes nicht sinnvoll möglich.

## 7.5 Zusammenfassende Übersicht – Bewertungsvorschlag TOM

Im Rahmen der Konzeption des Bewertungsvorschlages TOM (tideoffene Marschengewässer) war die Zusammenstellung des Artenpools ein zentraler Arbeitsschritt. Zur Identifizierung von Faktoren für eine bewertungsrelevante Kategorisierung der Marschengewässer, die das Vorkommen des Makrozoobenthos beeinflussen, war die Analyse der vorliegenden faunistischen Daten ein wichtiger Arbeitsschritt. Ein weiterer Schritt war die Ermittlung der Referenzwerte zur Bestimmung der Benchmarks ‚sehr guter ökologischer Zustand‘. Die Bestimmung des ökologischen Zustands erfolgt anhand der Metrics taxonomische Vollständigkeit (TAV) und der Parametergruppe Sensitivität/Toleranz/Abundanz (ECO).

Das folgende Schema zeigt die Konzeption des Bewertungsansatzes in einer zusammenfassende Übersicht (Abb. 32).

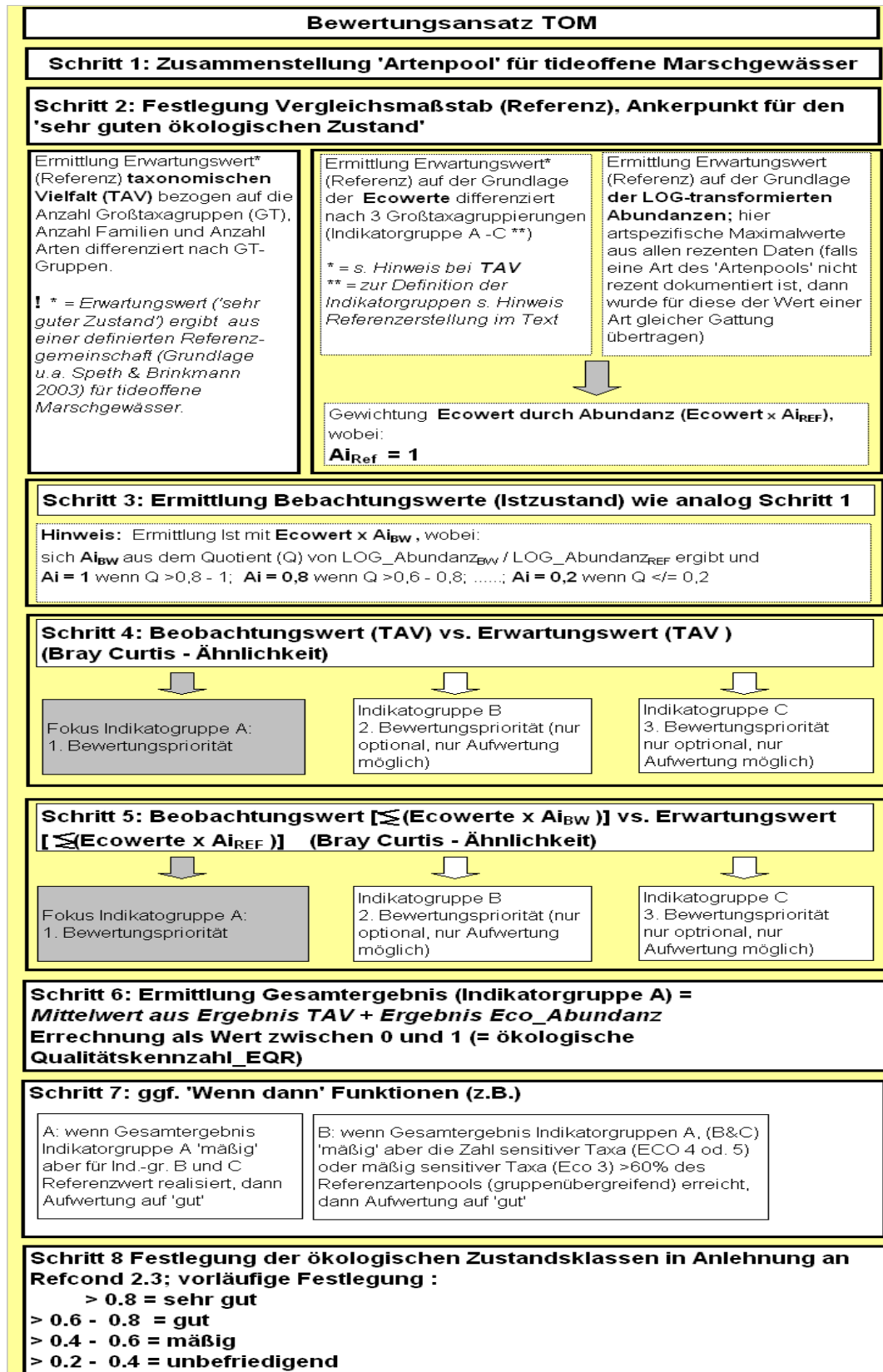
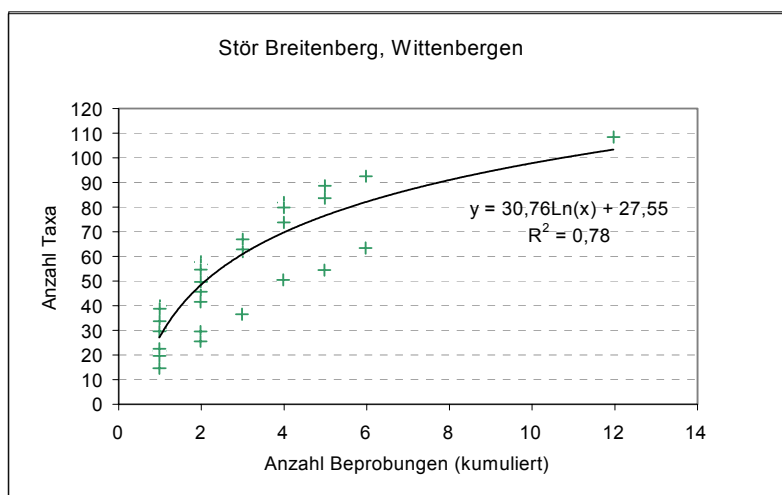


Abb. 32: Konzeption des benthosbasierten Bewertungsansatzes ,TOM' für tideoffene limnische Marschengewässer, schematisiert.

## 7.6 Anforderungen an die Datenerhebung

Bei Umweltuntersuchungen ist i.d.R. die Grundgesamtheit also der Umfang und die Variabilität einer Population unbekannt. Mit Hilfe einer Anzahl von Stichproben wird das Ziel verfolgt verallgemeinerbare Aussagen im Hinblick auf eine z.B. anthropogen bedingte Veränderung einer Lebensgemeinschaft identifizieren zu können. Klar ist, dass aufgrund der sehr ausgeprägten räumlichen und zeitlichen Variabilität der Benthosgemeinschaften das vollständige Artenspektrum an einer Messstelle mit vertretbarem Aufwand nicht erfasst werden kann. So würde nach Jander (1998) z.B. die Erfassung des ‚Eintags-Stein- und Köcherfliegen-Fauna (EPT) eines Fließgewässers die Beprobung über einen vollständigen Jahresgang (Beprobungen  $N = 12$ ) erfordern. Da die verschiedenen Taxa unterschiedliche Lebensraumansprüche haben, sind dabei alle verschiedenen, kleinräumigen Habitatstrukturen zu beproben. Nach Reusch (1995) wäre auch die ufernahe Vegetation in die Untersuchung einzubeziehen. Wird die Anzahl der Probenahmen auf die Hälfte ( $N = 6$ ) reduziert, verringert sich der Umfang des erfassten Artenspektrums um etwa 10 – 30% im Vergleich zur Entnahme von 12 Proben. Werden 4 saisonale Probenahmen/Jahr durchgeführt, ist mit einer Erfassung von 55 – 75 % des tatsächlichen Spektrums zu rechnen (Jander 1998). Der Zusammenhang zwischen Anzahl Probenahme und Taxazahl ist in vielen Arbeiten dokumentiert worden (u.a. Meyer et al. 2006) und zeigt sich auch am Beispiel der tideoffenen Stör (Abb. 33). Dies gilt auch andere tideoffene Gewässer soweit eine solche Betrachtung Daten sinnvoll möglich war (s. Anhang 5). Der Stör-Datensatz umfasst als einziger, der im Rahmen der vorliegenden Arbeit berücksichtigten Daten, einen gesamten Jahresgang mit 2monatlichen Beprobungen.

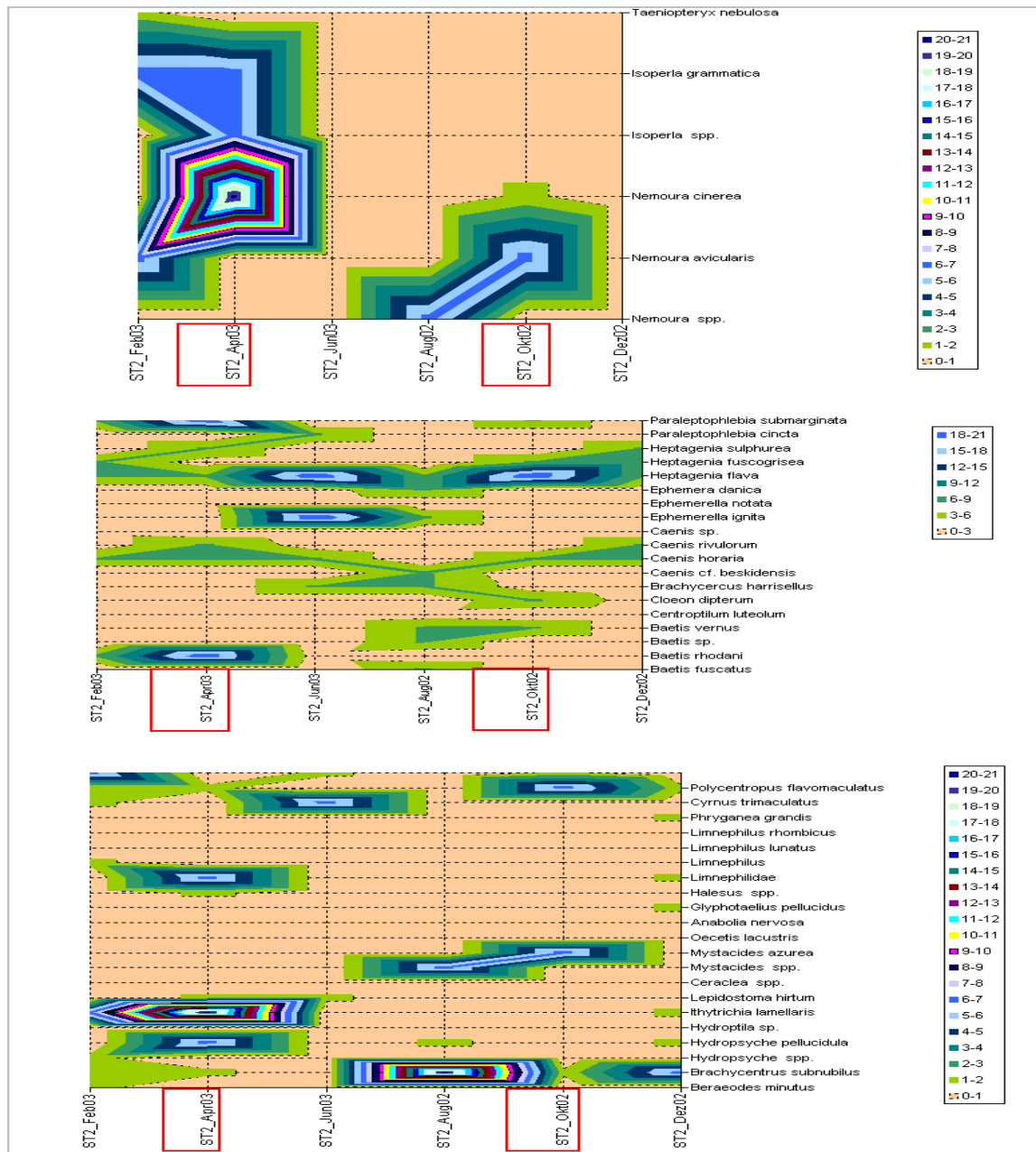
**!Hinweis:** Die in der Abbildung dargestellte maximale Beprobungshäufigkeit von ‚Anzahl Proben = 12‘ bezieht sich nicht auf die Zeitskala, sondern umfasst hier auch die räumliche Komponente, in dem die Ergebnisse der Messstellen Stör 2 & 3 (2 x 6 Untersuchungen) zusammengefasst wurden.



**Abb. 33:** Zusammenhang von Taxazahl und Beprobungshäufigkeit an den Messstellen Stör 2 (Breitenberg) und Stör 3 (Wittenbergen). Daten LANU 2003.

Die Ergebnisse zeigen bei einer ausgeprägten Variabilität eine systematische Erhöhung der Taxazahl bei zunehmender Anzahl an Untersuchungen (Abb. 33), wobei der Zusammenhang Taxazahl vs. Anzahl Proben sowohl zeitlich als auch räumlich gilt (vgl. Anhang 5, Beispiel Aue). Die Daten aus der Stör verdeutlichen aber auch, dass z.B. die Maxima auf der Basis von 2 Beprobungen nur geringe Unterschiede

zu den Minima von 5 oder 6 Beprobungen aufweisen. Die Unterschiede werden geringer, wenn Monate mit hohem bzw. unterschiedlichen Artenaufkommen kombiniert werden. Hinweise auf diesen Aspekt lassen sich am Beispiel der EPT-Fauna der Stördaten ableiten. Abb. 34 verdeutlicht die Variabilität der EPT-Fauna an der Messstelle Stör-Wittenberge (Stör 2) auf der zeitlichen Skala. Es wird erkennbar, dass nicht zu jedem Zeitpunkt alle Taxa vorhanden sind und auch die Fangzahlen variierten (je farbiger je höher die Abundanz). So wurden z.B. von den insgesamt festgestellten 16 Köcherfliegentaxa etwa 50% im zeitlichen Verlauf nur einmalig festgestellt. Ähnliches gilt auch für die beiden übrigen Taxagruppen (Eintags- und Steinfliegen).

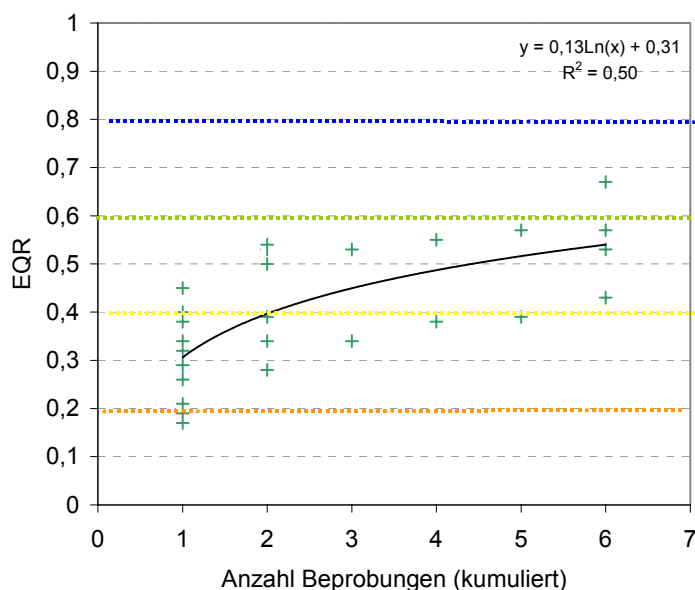


**Abb. 34:** Zeitliche Variabilität (qualitativ, quantitativ) von Februar – Dezember (2monatliche Untersuchungen) der Steinfliegen- (Oben), Eintagsfliegenvorkommen (Mitte) und Köcherfliegenvorkommen (unten, Ind./CpUE) an der Messstelle Stör- Wittenberge (ST2). Daten LANU (2003), Tidehub <1 m. Zeiträume mit der höchsten Dichte der Taxa rot eingrahmt.



Diese Variabilität ist allerdings nicht ausschließlich auf eine natürliche Saisonalität der Taxa zurückzuführen, sondern auch auf die z.T. geringe Individuendichte und eine damit verbundene Fangzufälligkeit. Ohne dies an Daten statistisch belastbar belegen zu können, ist es aber plausibel, dass sich die Fangzufälligkeit sensibler Taxa bei abnehmender Lebensraumqualität erhöht. Das heißt, je weiter ein Gewässer vom natürlichen Zustand entfernt ist, je deutlicher reduziert sich Taxazahl und Abundanz zunächst sensibler Arten. Unter dieser Annahme wäre an stärker beeinträchtigten Messstellen also wesentlich mehr Untersuchungsaufwand (räumlich und zeitlich) zu investieren, um das Artenspektrum vollständig zu erfassen (unter der Voraussetzung das entsprechende Taxa überhaupt noch vorhanden sind) als an anthropogen unbeeinflussten Messstellen. In diesem Zusammenhang sei hier kurz auf die Befunde der Messstelle Stör-Breitenberg (Stör 3) hingewiesen. Der ökologische Zustand wird von Speth & Brinkmann (2003) als schlechter eingestuft als derjenige der Messstelle Stör 2. Betrachtet man die dortigen Vorkommen sensiblerer Arten, die an ST 3 noch präsent sind, zeigt sich, dass von z.B. insgesamt 9 Köcherfliegentaxa ca. 90% lediglich einmalig erfasst wurden, während wie oben bereits beschrieben an ST 2 nur 50% der Taxa einmalig erfasst wurden.

Ob und in welcher Weise die Anzahl der Probenahmen auch bewertungsrelevant ist, wurde u.a. mit den Stör-Daten getestet, deren Ergebnisse hier kurz dargestellt werden. Es ist anzumerken, dass Neujustierungen bestimmter Metrics in dieser Darstellung noch nicht vollständig berücksichtigt sind, so dass bei der Bewertung mittels der aktuellen Version gewisse Abweichungen möglich sind. Allerdings ist der Zusammenhang zwischen Anzahl Probenahme und Bewertungsergebnis auch auf der verwendeten Bewertungsgrundlage zu verdeutlichen.



**Abb. 35:** Zusammenhang  $EQR_{TOM}$  (vorläufig) und Anzahl der Beprobungen. Datengrundlage LANU 2003: Stör-Daten (Breitenberg, Wittenbergen), Beprobungen 2 monatlich von Februar bis Dezember. Ökologische Zustandsklassen: Orange = Grenze unbefriedigend/schlecht; gelb = Grenze unbefriedigend/mäßig; grün = Grenze mäßig/gut; blau = Grenze gut/sehr gut.

Wesentliches Ergebnis ist, dass sich analog zur Taxazahl (s.o.) auch auf der Ebene der formalen Bewertungsergebnisse (hier EQR) eine Abhängigkeit von der Untersuchungsintensität zeigt. Die Unterschiede

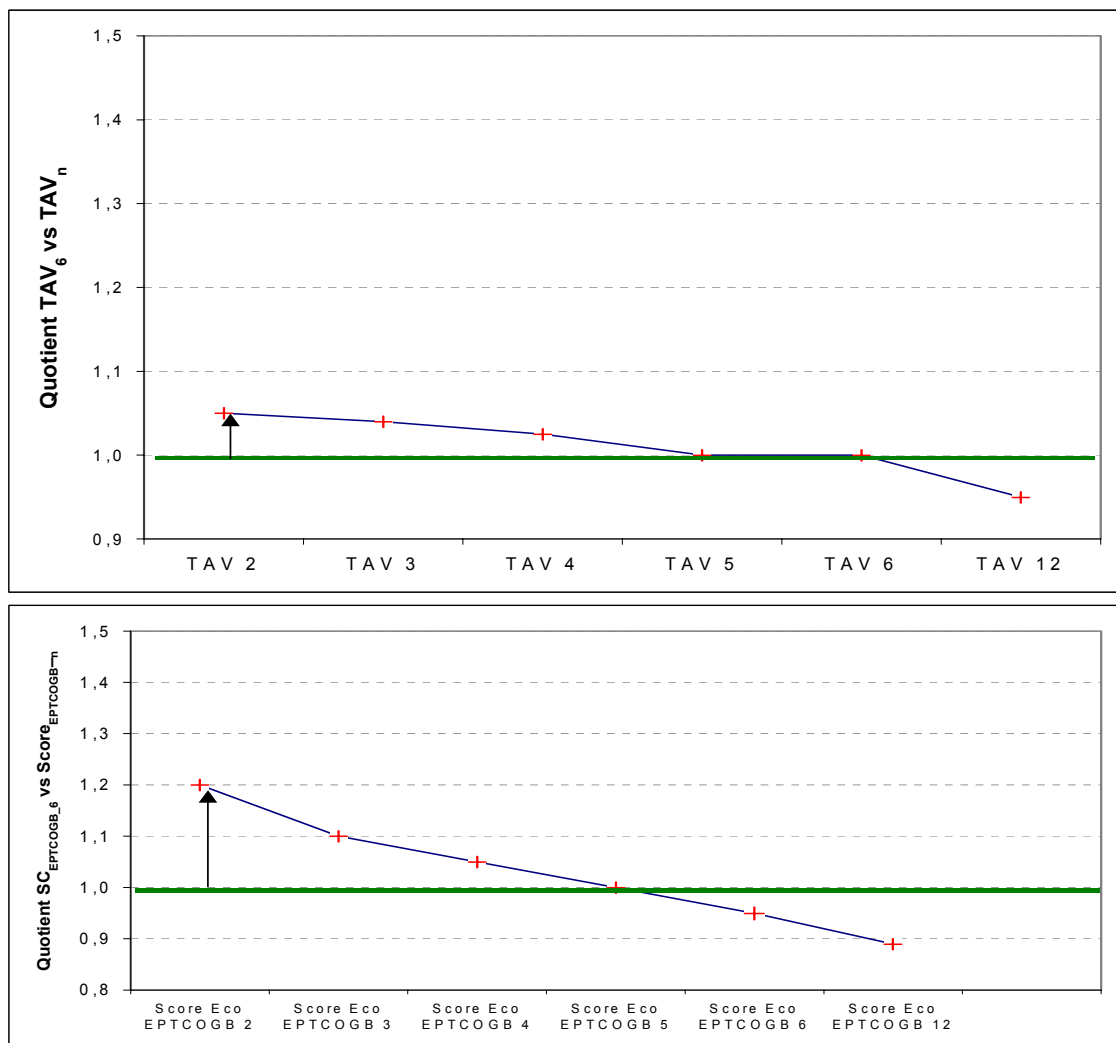
zwischen den Datensätzen sind dabei etwas gedämpfter, als die für die Taxazahl ermittelten (vgl. Abb. 33). Der etwas schwächere Einfluss der Probenanzahl auf die Bewertung resultiert v.a. aus der Gewichtung der Taxa durch Ecowerte und der Abundanz, wie dies in Kap. 7.4 bereits beschrieben wurde. Die Ergebnisse zeigen weiterhin, dass eine einmalige Beprobung im Vergleich (bei gleicher Referenz) deutlich ungünstigere Befunde (schlecht, unbefriedigend) liefert als eine mehrmaligen Beprobung (unbefriedigend, mäßig). Zum anderen wird ersichtlich, dass sich die Bewertungen von  $\geq 2$  Datensätzen vor dem Hintergrund der Klassengrenzen überwiegend eher graduell unterscheiden, d.h. zu einer Änderung der ökologischen Zustandsklasse kommt es nur in einigen Fällen. Bedeutsam ist im Hinblick auf die Bewertungen - insbesondere auf der Grundlage einer geringeren Anzahl von Beprobungen (z.B.  $N=2$ ) - welche Monate zusammen bewertet werden. So wird bei Kombination von ‚April-/Oktoberdaten‘ bzw. ‚April/Augustdaten‘ der höchste EQR für 2 Beprobungen erreicht.

### 7.6.1 Untersuchungsmethodik – Anpassung der Referenzwerte

Die Befunde zeigen, dass die Anwendung des hier vorliegenden Bewertungsansatzes eine definierte Methodik im Hinblick auf die Erfassung sowie im Hinblick auf die Beprobungsfrequenz erfordert. Da der Ansatz anders als andere Verfahren (AeTV, PTI, PERLODES) mehr oder weniger auf die Vollständigkeit des Artenspektrums (Taxazahl ist bewertungsrelevant) fokussiert, ist v.a. auch die Untersuchungsintensität für das Bewertungsergebnis bedeutsam. Verfahren, die einem ‚relativen‘ Ansatz folgen, in dem das Verhältnis sensibler und toleranter Arten bewertet wird, sind dagegen weniger abhängig von der absoluten Taxazahl. Vor diesem Hintergrund ist es wichtig, dass die Referenzbedingungen (Erwartungswert) anhand derer der beobachtete Befund bewertet werden soll auf eine Untersuchungsmethodik und -intensität ‚geeicht‘ ist. Das heißt die Festlegung des Bewertungsmaßstabs für den sehr guten Zustand liegt bei einer sehr intensiven Untersuchung höher als bei einer weniger intensiven. Eine Abweichung von einer festgelegten Methodik kann daher zu nicht belastbaren Ergebnissen führen. Die hier zugrunde liegenden Referenzbedingungen beziehen die saisonale Variabilität (Frühjahr, Sommer, Herbst und Winter) der Benthosgemeinschaften ein und würden im Prinzip eine wenigstens 4malige Probenahme/Jahr aller relevanten Teilhabitate einer Messstelle erfordern.

Unter Aufwandsgesichtspunkten ist ein entsprechender Untersuchungsumfang sehr wahrscheinlich in der Praxis nicht realisierbar. Unter fachlichen Gesichtspunkten wäre nach derzeitiger Einschätzung als Minimum eine 2malige Untersuchung pro Jahr erforderlich. Aber auch durch eine 2malige Beprobung (siehe oben) sind i.d.R. die abgeleiteten Referenzwerte nicht zu erreichen. Daher ist es erforderlich, die Referenzwerte für eine 2malige Beprobung anzupassen. Da entsprechende Untersuchungen hierfür nicht zur Verfügung stehen und die vorliegenden Daten für eine statistische Herleitung nur sehr eingeschränkt geeignet sind, wurde die Festlegung v.a. unter Plausibilitäts Gesichtspunkten und auf der Grundlage der o.g. Stördaten in einfacher Weise durchgeführt:

Bezogen auf die Metrics ‚Taxonomische Vollständigkeit (TAV)‘ und für ‚ECO-Summe‘ der bewertungsrelevanten Gruppe A wurden die Quotienten der Ergebnisse TAV\_2PN vs. TAV\_5PN ( $Q=0,83$ ) sowie  $ECO_{EPTCOBG\_2PN}$  vs.  $ECO_{EPTCOBG\_5PN}$  ( $Q = 1,22$ ) als Orientierungswerte zur Gewichtung der Referenzwerte auf 2PN herangezogen (vgl. Abb. 36) und für in den Bewertungsansatz ‚für 2 PN‘ implementiert. Stehen Daten aus 4 Probenahmen zur Verfügung ist der Bewertungsansatz für 4 PN heranzuziehen. Es handelt sich dabei um eine vorläufige Festlegung deren Eignung in der Praxis überprüft und ggf. weiter angepasst werden muss.



**Abb. 36:** Zusammenhang Bewertungsergebnisse (TAV,  $ECO_{EPTCOGB}$ ) und Anzahl saisonaler Probenahmen. Datenbasis: LANU 2003 (Stör). TAV 2 (oben) = Grundlage 2 Beprobungen....TAV 12 = Grundlage 12 Beprobungen. Score Eco 2 (unten) = Grundlage 2 Beprobungen.... Score Eco 12 = Grundlage 12 Beprobungen.

## 7.6.2 Vorschlag Erfassungsmethodik

Für die Anwendung des Bewertungsansatzes sollte die Erfassungsmethodik wie folgt konzipiert werden, dies gilt nicht für die hier differenzierte Kategorie ‚Aa‘ der tideoffenen Marschengewässer (vgl. Kap. 5.1):

- 4malige Probenahme im Frühjahr, Sommer, Herbst, Winter, **alternativ, Minimumanforderung:** 2malige Probenahme im Frühjahr (April) und Spätsommer/Herbst (September/Oktober).
- Für die Gewässer der Kategorien ‚B‘ und ‚Ab‘ ist die Probenahme mittels geeignetem Kescher (vgl. Perloides) durchzuführen. Optional/ergänzend wäre eine Entnahme von Sedimentproben mittels Stechrohren/Greifer (analog zur AeTV-Methodik vgl. Krieg 2007) denkbar, dies kann

vornehmlich für die Gewässer der Kategorien Ab, Ba der Fall sein. Letztere Beprobung ist aus derzeitiger Sicht für die Bestimmung des ökologischen Zustandes jedoch nicht zwingend. Für die Potenzialbestimmung könnte eine entsprechende Beprobung sinnvoll sein.

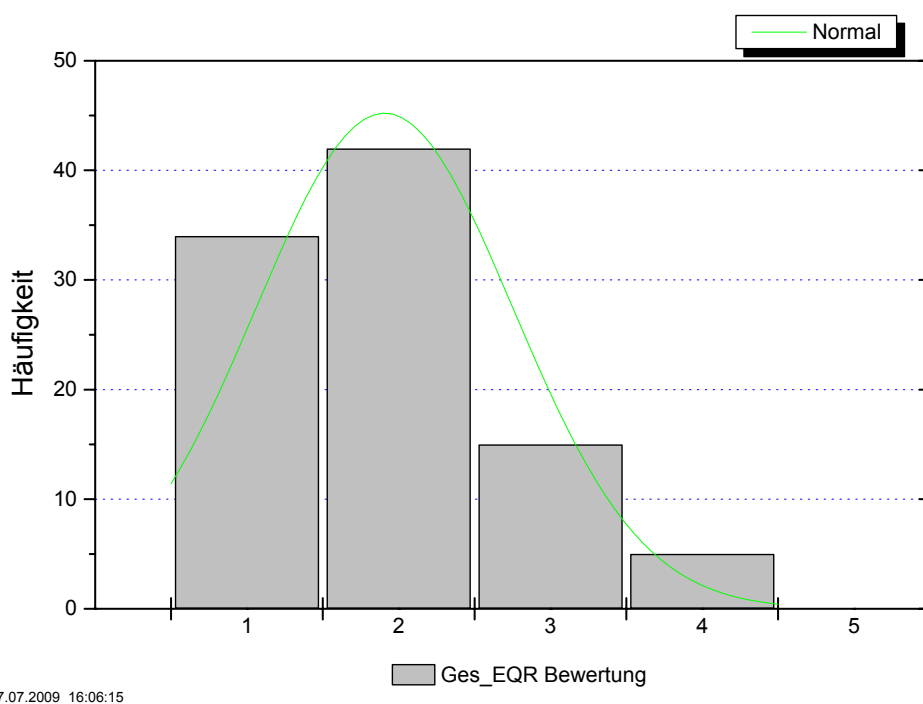
- Es ist wichtig, dass es sich nicht um eine ‚zufällige‘ Probenahme handelt. Die an einer Messstelle besiedlungsrelevanten Habitate sind gezielt zu untersuchen. Zur Vergleichbarkeit soll die Probnahme an einer Messstelle zeitlich begrenzt werden (ca. 20 min). Anzahl und Art der beprobten/vorhandenen Habitate sollte dokumentiert werden. Dies kann dann eine Defizitanalyse bzw. eine optimierte Planung möglicher Verbesserungsmaßnahmen unterstützen.
- Die Aussortierung des Fanges kann entweder vor Ort oder im Labor erfolgen.
- Abundanzen: Angabe der Fangzahlen je Art/Taxon als CPUE ohne Flächenbezug; **alternativ** sind auch artspezifisch Abundanzschätzungen nach DIN möglich, wobei dann eine Rücktransformation erforderlich ist, in dem der Abundanzwert der jeweiligen Klassenmitte in die Bewertung eingeht. Das bedeutet bei Vergabe der Abundanzklasse 1 (= 1 – 2 Ind.) würde der entsprechenden Art der Wert 1,5 Ind. zugeordnet werden, bei Vergabe der AK 6 (= 301 – 1000 Ind.) würde der entsprechende Art der Wert 650 Ind. zugeordnet werden. Die Abundanzklasse 7 (>1000 Ind.) wäre in 1500 Ind. zu transformieren.
- Taxonomie: die Ansprache sollte möglichst bis zur Art erfolgen; für die formale Bewertung des ökologischen Zustandes ist die taxonomische Ansprache auf Artebene bei den Gruppen ‚Aufwuchstaxa‘, Oligochaeta und Diptera nicht zwingend erforderlich (bzw. sollte sich an der Tiefenschärfe der operationellen Taxaliste – Perlodes - orientieren). Für eine zukünftige Potenzialbestimmung ist höhere taxonomische Aufschlüsselung der oben genannten Großtaxa ggf. sinnvoll (vornehmlich für die Gewässer der Kategorie Ab, Ba). Erforderlich ist die Feststellung der Anzahl der Großtaxa an einer Messstelle.
- Begleitparameter (Größe des Gewässer, Strömung, Sedimenttyp, Uferbeschaffenheit etc.) sollten dokumentiert werden.
- Die Beprobung mittels Kescher ist um Tidehochwasser durchzuführen, für die optionale Entnahme von Sedimentproben zur Bearbeitung sind je nach Bedingungen eulitorale Proben im Bereich unterhalb MTHW und/oder im Sublitoral zu entnehmen (vgl. Vorgehen zum Marschengewässermonitoring der NLWKN)

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden keine Testuntersuchungen im Hinblick auf eine optimale Beprobung durchgeführt, so dass bislang keine Erfahrungen zur Praktikabilität des Untersuchungsdesigns zur Bestimmung der ökologischen Zustands tideoffener Marschengewässer vorliegen. Die oben eher allgemeinen Hinweise zur Beprobungsstrategie sind daher in der Praxis zu testen und ggf. zu modifizieren und zu ergänzen.

## 7.7 Bewertungsbeispiele

Auf der Grundlage des Ansatzes wurden die limnischen tideoffenen Marschengewässer der Kategorien ‚Ab‘ und ‚B‘ vorläufig bewertet. Hierbei ist darauf hinzuweisen, dass die vorliegenden Datensätze v.a. im

Hinblick auf die erforderlichen saisonalen Erhebungen nur z.T. den Anforderungen entsprechen. Im Hinblick auf die Probenahmeanzahl werden die Bedingungen dagegen überwiegend ‚übererfüllt‘, da mehrere Untersuchungsergebnisse je Messstelle zu einem Datensatz zusammengefasst wurden. Abb. 37 zeigt die Verteilung der Bewertungsergebnisse auf die 5 Zustandsklassen nach WRRL, wobei 1 = schlecht und 5 = sehr gut bedeutet. Die Befunde veranschaulichen, dass der weitaus größte Teil der tideoffenen Marschengewässer auf der Grundlage der Qualitätskomponente Makrozoobenthos als unbefriedigend klassifiziert wird, der deutlich geringere Anteil wird als moderat oder besser eingestuft. Bei den Datensätzen, die mit ‚gut‘ bewertet wurden, handelt es sich um solche, die auf mehr als 10 Beprobungen basieren und daher mit hoher Wahrscheinlichkeit ‚überbewertet‘ sind. Die Detailergebnisse sind den Tab. 23 und Tab. 24 zu entnehmen.



**Abb. 37:** Histogramm der Bewertungsergebnisse nach TOM auf der Grundlage der verschiedenen Datensätze tideoffener Marschengewässer. 1 = Gewässerabschnitte mit ‚schlecht‘; 2 = unbefriedigend; 3 = moderat; 4 = gut.

**Tab. 23:** Übersicht über die vorläufigen Bewertungsergebnisse nach TOM (Stand Juni 2009). Bewertet nach den vorläufigen Referenzwert für 2 Untersuchungen, bzw. bei >2 Beprobungen bewertet nach den vorläufigen Referenzwert für 4 Untersuchungen.

Gewässer	MS	Abkürzung	Quelle	Jahr	II_MS	II_Beprob	II Gesam-taxa	II ECO_Taxa	EOR_T ax V	EOR_Sum Eco GR EPTCOBG	Ges_EOR	Ges_EOR Bewertung	Tendenz	"Wenn dann" _nur Aufwertung
Augustfehnkanal	Augustfehn	AFK-Br	Bog-Brake	1986-1998	1	5	50	37	0,47	0,18	0,32	poor		
Aschwardener Flußgräben		ASF_Ver-04	Bog-Verden	2004	1	1	24	19	0,38	0,11	0,24	poor		
Aper Tief		AT_Aur	Bog-Aurich	1987-1998	1	5	26	22	0,29	0,05	0,21	poor	bad	
Aper Tief	Hengstförde	AT-Br 1	Bog-Brake	1987-1998	1	4	39	33	0,50	0,11	0,31	poor		
Aper Tief	Str. Apen - Godenshot	AT-Br 2	Bog-Brake	1992-1998	1	3	28	21	0,35	0,04	0,18	bad	poor	
Aper Tief	Vreschen-Bokel	AT-Br 3	Bog-Brake	1987-1998	1	5	37	29	0,35	0,09	0,24	poor		
Aper Tief	Gesamt_Brake	A7-Br_ges (1-3)	Bog-Brake	1987-1998	3	??	68	57	0,45	0,15	0,47	moderate	da Crus >0	allerdings >10 Beprob.
Aue	Bauernhöme	Aue-Br 1	Bog-Brake	1987-1995	1	3	46	38	0,53	0,31	0,39	poor	moderate	
Aue	Henneier	Aue-Br 2	Bog-Brake	1987-1995	1	3	45	36	0,53	0,16	0,34	poor		
Aue	Klempbusch	Aue-Br 3	Bog-Brake	1992-2000	1	5	60	47	0,63	0,15	0,39	poor	moderate	
Aue	Lohorst	Aue-Br 4	Bog-Brake	1986-2000	1	7	74	58	0,68	0,15	0,41	moderate		allerdings >6 Beprob.
Aue	Osterende	Aue-Br 5	Bog-Brake	1987-1995	1	3	36	27	0,54	0,07	0,30	poor		
Aue	Weserscheps	Aue-Br 6	Bog-Brake	1987-1995	1	3	43	36	0,52	0,14	0,33	poor		
Aue	Gesamt 6 MS	Aue-Br_gesamt	Bog-Brake	1987-2000	6	26	120	97	0,62	0,40	0,67	good		allerdings >10 Beprob.
Aue*	Klempbusch	AUE-K_MG07	NLWKN_Brak	2007	1	1	29	23	0,36	0,08	0,22	poor		
Aue*	Lohorst	AUE-L_MG07	NLWKN_Brak	2007	1	1	20	13	0,22	0,05	0,14	bad		
Bützfließer Süderbäke		Bsu-MG07	NLWKN_Brak	2007	?	?	20	17	0,15	0,01	0,09	bad		
Barsseler Tief		BT_Aur	Bog-Aurich	1987-1999	?	5	24	19	0,34	0,05	0,19	bad	poor	
Barsseler Tief	Str. Godenshot - Barf	BT-Br	Bog-Brake	1986-1995	?	4	41	30	0,51	0,14	0,41		moderate	da Crus >0,6
Barsseler Tief		BT-MG07	NLWKN_Brak	2007	1	1	36	26	0,29	0,03	0,16	bad		
Delme	Schwarzer Stau (Tide)	D-Br	Bog-Brake	1994	1	2	28	24	0,41	0,13	0,27	poor		
Delme	Hasbergen	DEL_G (nur Gren)	KIEL	2004	1	1	73	7	0,13	0,01	0,07	bad		
Delme	Hasbergen	DEL-H 04	KIEL	2004	1	1	56	30	0,25	0,09	0,17	bad		
Erns	Papenburg	EP_Aur	Bog-Aurich	1987-1999	?	6	24	13	0,21	0,03	0,12	bad		
Erns	Weener	EW_Aur	Bog-Aurich	1987-1999	?	8	25	17	0,27	0,03	0,15	bad		allerdings >6 Beprob.
Este	Höpe	Est07	Stade_NLWKN	2007	1	1	32	17	0,14	0,01	0,08	bad		
Gesste	Bremerhöves	GB-MG07	NLWKN_Brak	2007	1	1	24	17	0,10	0,01	0,06	0,09-messschl		
Große Norderbäke	Apen	GN-Br 1	Bog-Brake	1986-1995	?	5	39	30	0,50	0,12	0,31	poor		
Große Norderbäke	Hämpe	GN-Br 2	Bog-Brake	1987-1995	?	3	30	24	0,45	0,07	0,27	poor		
Große Süderbäke	Espem_419	GS-Br 1	Bog-Brake	1987-2000	1	6	52	41	0,60	0,12	0,41		moderate	moderate da Crus >0,6
Große Süderbäke	Espem_462	GS-Br 2	Bog-Brake	1987	1	1	23	19	0,40	0,13	0,27	poor		
Godensholter Tief	Godenshot	GT-Br 1	Bog-Brake	1987-1995	1	3	35	29	0,45	0,13	0,29	poor		
Hauptfehnkanal		HFK_Aur	Bog-Aurich	1987-1999	1	5	31	23	0,40	0,06	0,23	poor		
Hunte	Rethörne	HU-Br	Bog-Brake	1992-2000	1	4	24	19	0,36	0,03	0,20	poor	bad	
Hunte	Rethörne	HU-MG07	NLWKN_Brak	2007	1	1	36	25	0,19	0,02	0,25		poor	da OVD/Br Crus = 0,4
Jümme	Northoor	JN_Aur	Bog-Aurich	1987-1999	1	5	25	19	0,28	0,03	0,16	bad	poor	
Jümme		JÜ-MG07	NLWKN_Brak	2007	?	?	19	13	0,12	0,00	0,25		poor	da OVD/Br > 0,4
Jümme	Veide	JV_Aur	Bog-Aurich	1987-1999	1	4	37	29	0,36	0,04	0,20	poor		
Krückkau	K1	Kr1-1_Multimetho	HAGGE	2002/03	?	2	103	70	0,50	0,10	0,31			
Krückkau	K2	Kr2-2_Multimetho	HAGGE	2002/03	1	2	79	55	0,40	0,03	0,47	*+/- oligochain	moderate	moderate da OI >0,6
Krückkau	K3	Kr3-3_Multimetho	HAGGE	2002/03	1	2	61	41	0,38	0,03	0,25	*+/- oligochain	poor	da OVD/Br Crus = 0,4
Krückkau	K4	Kr4-4_Multimetho	HAGGE	2002/03	1	2	59	37	0,35	0,02	0,47	*+/- oligochain	moderate	moderate da OI >0,6
Leda	Amdorf	LA_Aur	Bog-Aurich	1987-1999	1	4	47	36	0,41	0,05	0,23	poor		
Letha	Tungelner Marsch	L-Br	Bog-Brake	1987-1995	1	3	32	26	0,46	0,10	0,28	poor		
Leda	Amdorf	LE-A 03	KIEL	2003	1	1	26	16	0,16	0,02	0,10	bad		
Leda	Amdorf	LE-A 04	KIEL	2004	1	1	39	20	0,12	0,02	0,08	bad		
Leda	Amdorf	Le-A_0	KIEL	2003/04	1	2	18	8	0,10	0,00	0,05	bad		
Leda	Leer	LE-L 03	KIEL	2003	1	1	23	16	0,20	0,01	0,11	bad		
Leda	Leer	LE-L 04	KIEL	2004	1	1	21	11	0,12	0,01	0,07	bad		
Leda	Leer	Le-L-G	KIEL	2003/04	2	1	12	8	0,07	0,00	0,03	bad		
Leda	Potzhausen	LE-P 03	KIEL	2003	1	1	46	24	0,21	0,04	0,12	bad		
Leda	Potzhausen	LE-P 04	KIEL	2004	1	1	56	29	0,35	0,05	0,20	poor		
Leda	Leer	LL_Aur	Bog-Aurich	1987-1999	1	5	19	13	0,24	0,04	0,25	poor		da OVD/Br Crus = 0,4
Leda	Potzhausen	LP_Aur	Bog-Aurich	1987-1999	1	4	15	10	0,21	0,02	0,11	bad		
Lübe		Lü07	Stade_NLWKN	2007	1	1	52	37	0,30	0,04	0,47		moderate	OVD/Br > 0,6
Leda	Witzhausen	LWV_Aur	Bog-Aurich	1987-1999	1	4	17	12	0,21	0,04	0,12	bad		
Nordgeorgsfehnkanal		NGF_Aur	Bog-Aurich	1987-1999	?	4	17	12	0,32	0,05	0,18	bad	poor	
Ollenbäke	Heisingen	OB-Br	Bog-Brake	1986-2000	1	7	62	51	0,64	0,17	0,40	moderate	poor	allerdings >6 Beprob.
Ochtum	Spernwerk	O-Br	Bog-Brake	1986-2000	1	3	16	13	0,22	0,03	0,12	bad		
Ochtum	Spernwerk	Oc-S 04	KIEL	2004	1	1	45	27	0,20	0,04	0,25	poor	poor	OVD/Br = 0,4
Ochtum*	Spernwerk	OS-MS97	NLWKN_Brak	2007	?	?	40	27	0,16	0,01	0,47		moderate	OVD/Br > 0,8
Oste	Hof-Schönau	Os-HS 04	KIEL	2004	1	1	35	19	0,13	0,00	0,25	poor	poor	OVD/Br = 0,4
Oste	Mühlenwisch	Os-M 04	KIEL	2004	?	?	24	16	0,15	0,00	0,08	bad		
Oste	Oberndorf	Os-O 04	KIEL	2004	1	1	22	16	0,17	0,00	0,08	bad		
Oste	Oberndorf	Oste07	Stade_NLWKN	2007	1	1	9	5	0,11	0,00	0,05	bad		
Oste	Mühlenwisch	Oste07	Stade_NLWKN	2007	1	1	7	6	0,10	0,00	0,05	bad		
Pinnau	Standort P1	P 1- Multimetho	HAGGE	2002/03	?	2	90	52	0,39	0,03	0,47		moderate	OVD/Br > 0,6
Pinnau	Standort P2	P 2- Multimetho	HAGGE	2002/03	?	2	73	47	0,39	0,12	0,26	*+/- oligochain	poor	
Pinnau	Standort P3	P 3- Multimetho	HAGGE	2002/03	1	2	69	47	0,37	0,05	0,25	*+/- oligochain	poor	da OVD/Br > 0,4
Pinnau	Standort P4	P 4- Multimetho	HAGGE	2002/03	1	2	80	55	0,38	0,03	0,41	moderate	moderate	OVD/Br > 0,6
Pinnau	Standorte P1-P4	Pinnau_ges	HAGGE	2002/03	4	8	141	88	0,56	0,16	0,36	moderate	moderate	OVD/Br > 0,6

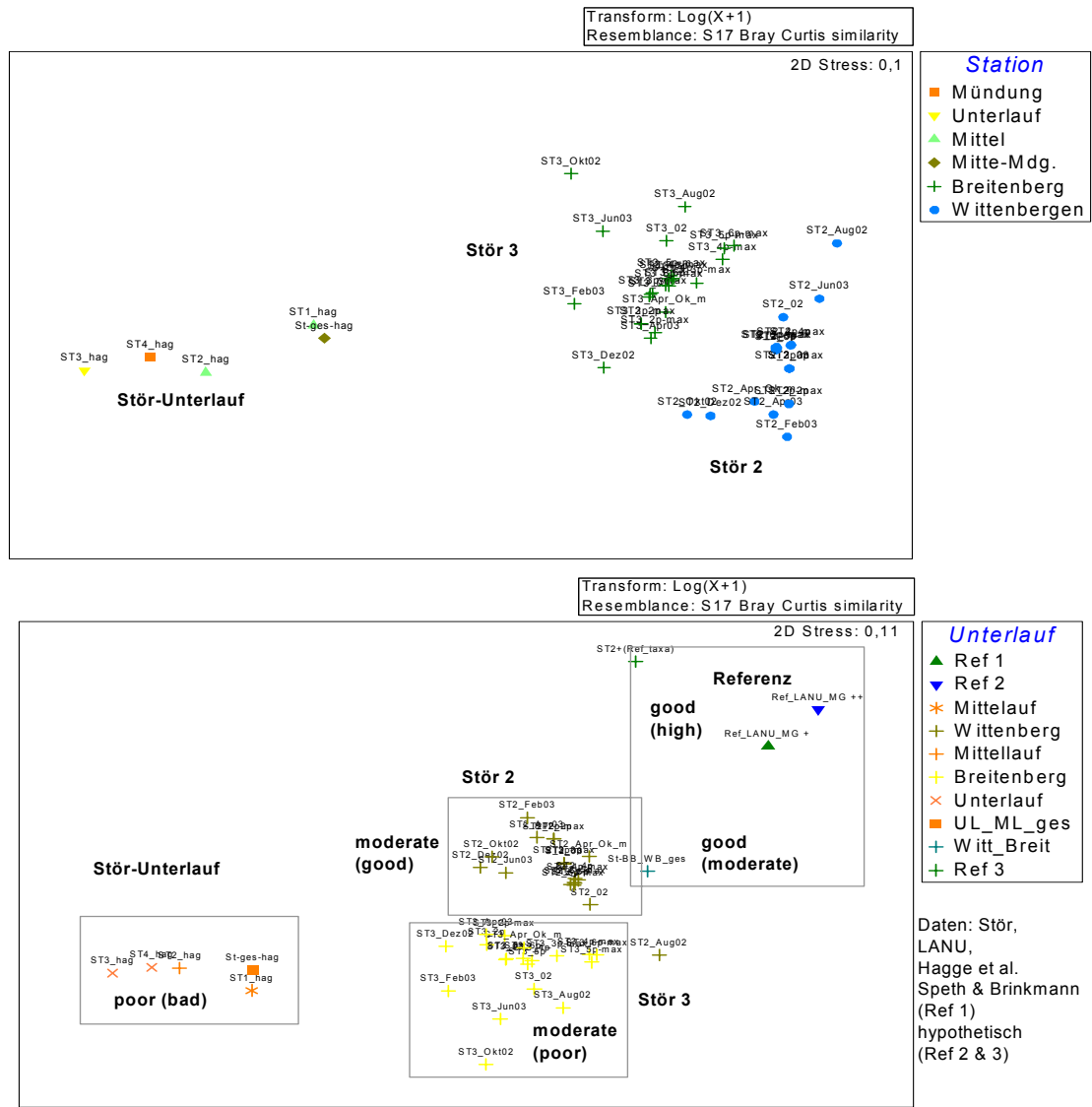


**Tab. 24:** Übersicht über die vorläufigen Bewertungsergebnisse nach TOM (Stand Juni 2009). Bewertet nach den vorläufigen Referenzwert für 2 Untersuchungen, bzw. bei >2 Beprobungen bewertet nach den vorläufigen Referenzwert für 4 Untersuchungen (Stand Juni 2009)

Gewässer	MS	Abkürzung	Quelle	Jahr	II_MS	II_Beprob	II Gesam-taxa	II ECO_Taxa	EOR_T ax V	EOR_Sum Eco GR EPTCOBG	Ges_EOR	Ges_EOR Bewertung	Tendenz	"Wenn dann" _nur Aufwertung
Ruthenstrom*		Ruthenst07	NLWKN_Brak	2007	1	1	30	19	0,23	0,14	0,25	*+/- oligohalin	poor	da OIWDip/Crus > 0,4
Schwinge		Schw07	NLWKN_Stad	2007	1	1	21	15	0,12	0,07	0,25	poor	poor	da OIWDip/Crus > 0,4
Sagter Ems	Wöhrden	SE-O 03	KIEL	2003	1	1	64	38	0,33	0,07	0,20	poor		da MWOIWDip/Crus > 0,2
Sagter Ems	Osterhausen	SE-O 04	KIEL	2004	1	5	56	28	0,31	0,04	0,18	bad	poor	
Sagter Ems	Osterhausen	SEO_Aur	Bog-Aurich	1987-1999	1	2	45	35	0,56	0,14	0,35	poor	moderate	
Sagter Ems	Osterhausen	SE-R 03	KIEL	2003	1	1	100	59	0,53	0,23	0,47	moderate	moderate	OIWDip > 0,6
Sagter Ems	Ramsloh	SE-R 04	KIEL	2004	1	4	53	26	0,36	0,08	0,23	poor		
Sagter Ems	Ramsloh	SER_Aur	KIEL	2004	1	2	48	36	0,52	0,20	0,47	moderate	moderate	Crus > 0,6
Sagter Ems	Scharrel	SES_Aur	NLWKN_Aurich	1987 - 1999	1	5	58	45	0,58	0,25	0,42	moderate		
Südgeorgsfehnkanal*		SFG-MG07	NLWKN_Brak	2007	1	1	28	18	0,12	0,00	0,07	bad	moderate	OIWDip > 0,6
Südgeorgsfehnkanal		SOF_Aur	Bog-Aurich	1987-1999	1	4	25	20	0,36	0,05	0,21	poor		
Stör	St 1	Stör 1	HAGGE	2002/03	1	2	101	72	0,51	0,05	0,28	*+/- oligohalin	moderate	OIWDip > 0,6
Stör	St 2	Stör 2	HAGGE	2002/03	1	2	63	42	0,50	0,04	0,27	*+/- oligohalin		
Stör	St 3	Stör 3	HAGGE	2002/03	1	2	29	20	0,24	0,01	0,13	*+/- oligohalin		
Stör	St 4	Stör 4	HAGGE	2002/03	4	2	56	42	0,33	0,06	0,19	*+/- oligohalin		
Stör	Standorte S1-S4	Stör 1-4 ges.	HAGGE	2002/03	1	3	127	90	0,58	0,06	0,33	*+/- oligohalin		OIWDip > 0,6
Stör	Breitenberg	ST3_02	Lanu_SH	2002	1	3	46	41	0,55	0,16	0,36	poor	moderate	
Stör	Breitenberg	ST3_03	Lanu_SH	2003	1	3	37	32	0,50	0,15	0,32	poor	moderate	
Stör	Wittenbergen	ST2_02	Lanu_SH	2002	1	3	67	62	0,67	0,26	0,47	moderate		
Stör	Wittenbergen	ST 2_03	Lanu_SH	2003	1	3	61	56	0,71	0,34	0,53	moderate		
Stör	Breit/Witt	ST2/ST3_max Im	Lanu_SH	2002/2003	2	12	109	99	0,84	0,62	0,73	good		allerdings >10 Beprob.
VB MG07*		VB MG07	NLWKN_Brak	2007	1	1	55	39	0,48	0,20	0,34	poor		
Varreler Bäke	Uhlenbrok	VB-Br	Bog-Brake	1987-1996	1	9	55	46	0,60	0,24	0,42	moderate		allerdings >6 Beprob.
Vehne	Deyekamp	V-Br	Bog-Brake	1986-2000	1	9	67	51	0,57	0,12	0,35	poor	moderate	allerdings >6 Beprob.
Wedeler Aue*	Lilienthal	WA-MG07	NLWKN_Brak	2007	1	1	49	41	0,35	0,09	0,22	poor	moderate	OIWDip > 0,6
Wörpe	Lilienthal	W6-Ver-86	Bog-Verden	1986	1	1	9	7	0,22	0,03	0,12	bad		
Wörpe		W6-Ver-94	Bog-Verden	1994	1	1	14	12	0,25	0,06	0,15	bad		
Wörpe		W6-Ver-00	Bog-Verden	2000	1	1	11	8	0,19	0,07	0,13	bad		
Wümmme	Höftdeich	WÜ-H 04	KIEL	2004	1	1	64	37	0,37	0,06	0,21	poor		
Wümmme	Katrepel	WÜ-K 04	KIEL	2004	1	1	71	40	0,45	0,18	0,31	poor		
Wümmme		WÜ-Sd Ver86	Bog-Verden	1986	1	1	9	8	0,21	0,07	0,14	bad		
Wümmme	Truperdeich		Bog-Verden	2000	1	1	4	3	0,11	0,02	0,07	bad		
Wümmme	Truperdeich		Bog-Verden	2002	1	1	12	8	0,22	0,04	0,13	bad		
Wümmme	Katrepel		Bog-Verden	?	1	1	19	19	0,38	0,12	0,25	poor		
Wümmme	Katrepel (nur presenc	Kat_ges Kiel & Ve	Bog-Verden	?	1	2	77	46	0,50	0,24	0,37	poor	moderate	
Wümmme	Borgfeld, Tidetümpel	WÜ-Bo TT 00	Crueger	2000	1	3	35	30	0,45	0,05	0,25	poor		
Wümmme	Borgfeld (3 MS)	WÜ_Bo 00	Crueger	2000	2	4	61	52	0,57	0,27	0,42	moderate		
Wümmme	Borgfeld	WÜ_Borg 00_ges	Crueger	2000	4	11	99	86	0,76	0,34	0,55	moderate		allerdings >10 Beprob.
Wümmme*	Borgfeld	WÜ-Bo MG07	NLWKN_Brak	2007	1	1	35	23	0,28	0,04	0,25	poor		allerdings >10 Beprob.
Wümmme	Borgfeld	WÜ-NA	Deichverband	1997-2006	3	15	87	78	0,76	0,18	0,47	moderate		allerdings >10 Beprob.
Wümmme	Borgf.-Schweineweid	WÜ-HA	Deichverband	1997-2006	3	15	98	90	0,85	0,24	0,55	moderate		allerdings >10 Beprob.
Wümmme	Borgf.-Schweineweid	WÜ_SW_ges-ma	Deichverband	1997-2006	6	15	112	102	0,89	0,58	0,74	good		allerdings >10 Beprob.
Wümmme	Borgf.-Schweineweid	WÜ_BO_ges Cru	Deichverband	1997-2006	10	26	152	135	0,98	0,45	0,72	good		allerdings >10 Beprob.

## 7.8 Trennschärfe

Um zu überprüfen, ob und wie das Verfahren in der Lage ist verschiedene Besiedlungssituationen über das Bewertungsergebnis widerzuspiegeln, wurden beispielhaft auf der Grundlage der Stör und verschiedenen Gewässern aus dem Leda-Jümme System (Aue, Jümme, Leda) Gemeinschaftsanalysen durchgeführt mittels MDS-Analyse (Clarke & Warwick 1994) durchgeführt. Dabei wurden die Messstellen entlang ihrer Lage im Kontinuum der tideoffenen Marschengewässer nach ,Ober-, ,Mittelauf-, Unterlauf und Mündungsbereich differenziert. Während der Unterlauf der Stör z.T. noch salzgeprägt ist, sind die Gewässer des Leda-Jümme-Systems ausschließlich limnisch. Abb. 38 und Abb. 39 veranschaulichen die Ergebnisse in einem Ordinationsdiagramm.



**Abb. 38:** MDS-Ordinationen auf der Grundlage der Stördaten (Arten-Abundanzdaten, Log-transformiert) von Hagge et al. 2003 (Unterlauf, ohne Greiferproben) und LANU 2003. Im unteren Bild sind auch Referenzdaten und vorläufige Bewertungsergebnisse Stationsgruppe hinzugefügt.

Es zeigt sich sowohl in der Stör als auch für das Leda-Jümme System ein deutlicher Besiedlungsgradient entlang des Kontinuums. Die Messstellen ordnen sich sehr deutlich in Unterlauf und oberen Stationen. Der ‚Stress- Wert‘ der 2-dimensionalen Darstellung gibt Auskunft über deren Aussagekraft. Die hier erreichten Werte von 0.1 bzw. <0.1 (Abb. 38 und Abb. 39) verdeutlichen die insgesamt gute Aussagekraft der Ordinationen. Ähnliches gilt für den R-Wert der Analysen der mit größer >0.6 z.T. >0.75 eine gut bzw. sehr gut belastbare Trennbarkeit der Gruppen signalisiert. Weitere Hinweise zum MDS lassen sich Kap. 2.3.3 entnehmen.

Eine exemplarisch für die Stördaten durchgeführte Simper-Analyse (vgl. Primer 5) gibt Hinweise darauf, welche Taxa für festgestellte Unterschiede verantwortlich waren (Tab. 25, Tab. 26). Die Unähnlichkeiten der Gemeinschaften im Längsverlauf der Stör sind mit 62,8% (Wittenbergen; Breitenberg) und >85% (z.B. Wittenbergen vs. Mittellauf) hoch bis sehr hoch. Die Unterschiede zwischen Wittenbergen

und Breitenberg werden durch zahlreiche Arten ausgemacht, wobei aber auch noch gewisse Übereinstimmungen in der Gemeinschaftsstruktur, die in den Arten an beiden Messstellen präsent sind, bestehen, allerdings in unterschiedlicher Abundanz. 15 Taxa tragen zu 30% zu den festgestellten Unterschieden zwischen den MS Stör-Wittenberge und Breitenberg bei. Die Rangfolge der verantwortlichen Arten ist Tab. 25 zu entnehmen.

**Tab. 25:** Ergebnisse der Simper-Analyse (Primer 5) für die Stationsgruppen Stör-Wittenberge und Stör-Breitenberg. Groups Wittenberge & Breitenberg, average dissimilarity = 62,80

Species	Group Wittenbergen	Group Breitenberg	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum. %
	Av.Abund	Av.Abund				
Heptagenia flava	2,95	0	1,93	3,46	3,08	3,08
Caenis horaria	2,32	0	1,49	2,47	2,37	5,44
Ephemera ignita	2,12	1,55	1,32	1,14	2,11	7,55
Paraleptophlebia submarginata	2,2	0	1,3	1,42	2,08	9,63
Corbicula fluminea	0,57	2,37	1,3	1,88	2,06	11,69
Potamopyrgus antipodarum	2,51	3,81	1,26	1,14	2,01	13,7
Ithytrichia lamellaris	2,06	0	1,21	1,32	1,93	15,64
Gammarus pulex	2,89	1,45	1,17	1,27	1,86	17,5
Simuliidae	1,93	0	1,12	1,17	1,79	19,29
Baetis rhodani	2,15	1,1	1,1	1,38	1,75	21,04
Heptagenia fuscogrisea	1,75	0	1,08	1,65	1,72	22,76
Nemoura cinerea	1,76	1,67	1,05	0,96	1,68	24,44
Brachycentrus subnubilus	1,82	0,73	1,02	1,31	1,63	26,07
Hydrobia ventrosa	1,32	1,52	1	1,13	1,59	27,66
Caenis rivulorum	1,6	0	0,99	1,57	1,58	29,24

**Tab. 26:** Ergebnisse der Simper-Analyse (Primer 5) für die Stationsgruppen Stör-Wittenbergen und Mittellauf (Hagge et al. 2003). Groups Mittel & Wittenbergen, average dissimilarity = 85,01

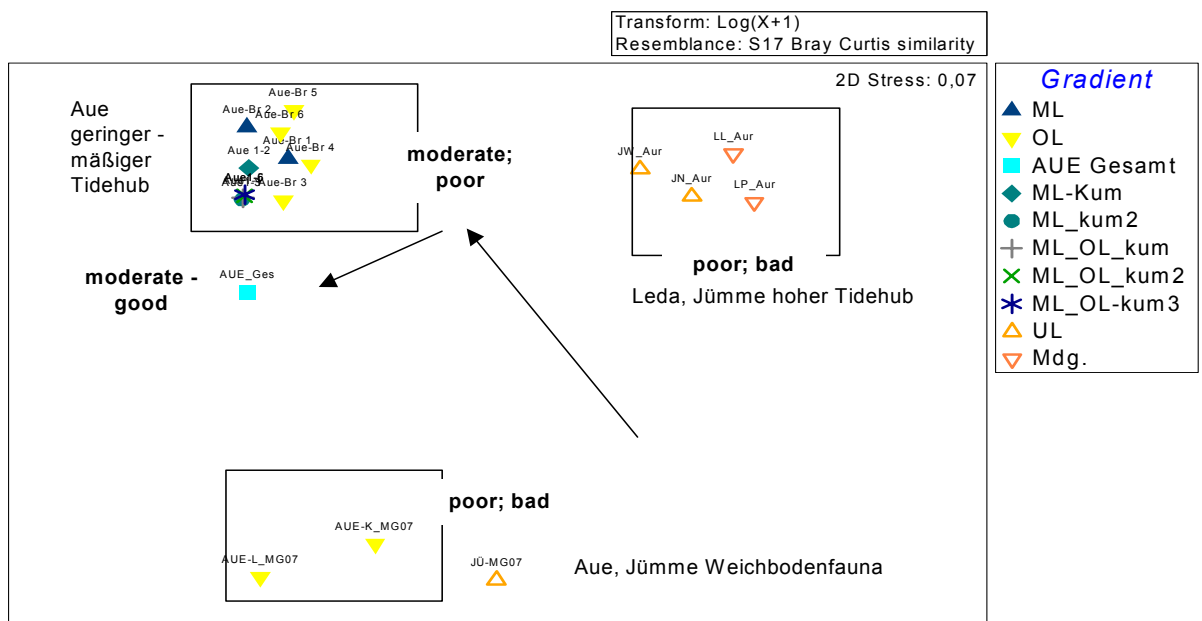
Species	Group Mittel	Group Wittenberg	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum. %
	Av.Abund	Av.Abund				
Oligochaeta (kum)	8,6	2,36	5,99	3,38	7,05	7,05
Cordylophora caspia	6,06	0	5,85	6,9	6,89	13,94
Marenzelleria viridis	3,74	0	3,61	7,14	4,25	18,19
Palaemon longirostris	2,81	0	2,67	3,26	3,14	21,33
Heptagenia flava	0	2,45	2,35	5,45	2,76	24,09
Gammarus pulex	0	2,46	2,33	3,17	2,74	26,83
Gammarus tigrinus	0,48	2,44	1,89	2,92	2,22	29,05
Pisidium casertanum	0	1,9	1,82	5,06	2,14	31,19
Pisidium supinum	0	1,85	1,78	4,51	2,1	33,29
Paraleptophlebia submarginata	0	1,88	1,74	1,92	2,04	35,33
Caenis horaria	0,1	1,86	1,7	3,51	2	37,33

Sehr viel deutlicher sind die Unterschiede zwischen Mittellauf und Wittenberge. Hier bedingen bereits 11 Taxa 37% der Unterschiede. Während die Oligochaeta und euryhaline Faunenkomponenten vorhanden sind, ist hier anders als bei der Messstelle Wittenbergen die EPT-Fauna kaum präsent (Tab. 26).

Die ‚TOM-Bewertungsergebnisse‘ spiegeln die im Rahmen der Gemeinschaftsanalysen festgestellten deutlich trennbaren Gruppen überwiegend gut wider. So wird die Gruppe-Wittenbergen (Stör 2) insgesamt als ‚moderat‘ mit leichter Tendenz zu ‚gut‘ bewertet, während die Messstelle Breitenberg (Stör 3) eine eher unbefriedigende Zustandsklasse mit Tendenz zu moderat zeigt. Der Unterlauf der Stör wird vor dem Hintergrund der Referenzbedingungen als schlecht-unbefriedigend bewertet. Es sei hier aber angemerkt, dass dieser Störabschnitt der Gewässerkategorie ‚Aa‘ zuzuordnen wäre und damit wie in Kapitel 5.1 empfohlen im Rahmen der Übergangsgewässer bewertet werden sollte. Es wird zudem der Unterschied zur Referenz deutlich, in dem sich auch die Gruppe Wittenbergen noch deutlich von den

Referenzdaten unterscheidet. Die als ungünstiger eingestuften übrigen Stationsgruppen (Unterlauf, Mittellauf, Breitenberg) sind im Ordinationsdiagramm räumlich weiter von den Referenzdatenpunkten entfernt und veranschaulichen damit auch größere Unterschiede zur Referenz, die sich auch in einer entsprechenden Bewertung niederschlagen (Abb. 38).

Ein vergleichbares Ergebnis lässt sich auch für die Gewässer im Jümme-Leda-System erkennen. Die drei voneinander abgrenzbaren Gruppen werden durch z.T. unterschiedliche und z.T. aber auch ähnliche Bewertungen gekennzeichnet. So grenzen sich Aue & Jümme auf der einen Seite von Leda & Jümme auf der anderen Seite voneinander ab. Dennoch weisen beide Gruppen die identische ökologische Zustandsklasse auf.



**Abb. 39:** MDS-Ordinationen auf der Grundlage der Daten aus dem Leda-Jümme-System (Arten-Abundanzdaten, Log-transformiert). Datenquelle: BOG-Archiv NLWKN Aurich, Brake sowie Zuordnung vorläufiger Bewertungsergebnisse der Stationsgruppen. ML = Mittellauf, OL = Oberlauf, ML = Daten aus Mittellauf kumuliert (mehrere Stationen), UL = Unterlauf. Mdg. = Mündung

Dieser Befund ist insofern plausibel, als dass die Gruppe Leda & Jümme durch einen hohen Tidehub gekennzeichnet ist, der eine reduzierte limnische Fauna und eine entsprechend unbefriedigende Bewertung zur Folge hat. Die Gruppe Aue & Jümme ist dagegen durch einen geringen Tidehub gekennzeichnet und sollte sich daher eher der dritten Gruppe (Aue) zuordnen. Das Ergebnis für die Gruppe Aue & Jümme wird aber letztlich durch die Erfassungsmethodik begründet. Die zugehörigen Messstellen wurden AeTV-konform beprobt, das heißt, es wurde besonders auf die Weichbodenfauna fokussiert, die im Rahmen des vorliegenden Bewertungsansatzes eine untergeordnete Rolle spielt.

Die durchgeführten stichprobenhaften Analysen haben gezeigt, dass der Bewertungsansatz zwischen unterschiedlichen Besiedlungssituationen differenzieren kann und die resultierenden Ergebnisse vor dem Hintergrund der faunistischen Kennwerte plausibel erscheinen.

## 8. Datenhaltung

Alle vorliegenden Daten zum Makrozoobenthos stehen zusammengefasst in einer eignen Exceldatei zur Verfügung (s. **Anlage-Daten**). Folgende Informationen lassen sich aus der Datenübersicht entnehmen:

- TOM-interne Nummer der Benthos Taxa
- AeTV-Nummer der Benthostaxa (soweit das Taxon im AeTV-Tool vorhanden ist)
- DV-Nummer
- Systematik der Arten (Großtaxa, Familie, Art)
- derzeitige Ecowerteinstufung
- Angaben zur Salzpräferenz
- Weitere ökologische Angaben wie Vorkommensschwerpunkt im Kontinuum, bevorzugte Sedimente, Strömungsvorlieben (derzeit nur für Referenzartengemeinschaft)
- Vorkommen in den von 1986 bis 2007 untersuchten tideoffenen Marschengewässern
- Gewässerbezogene Informationen (Anzahl Untersuchungen, Messstellenbezeichnung, Einzugsgebiet, Beprobungsmethodik Makrozoobenthos, Datenquellen)

## 9. Fazit

Das in der vorliegenden Studie vorgeschlagene Verfahren zur benthosbasierten Bewertung des ökologischen Zustandes tideoffener Marschengewässer orientiert sich als Bezugspunkt für die Definition des sehr guten ökologischen Zustandes an einem historischen Referenzzustand, dem Zustand, in dem nur geringfügige anthropogene Eingriffe und Einflüsse zu verzeichnen und die gewässertypspezifischen Lebensgemeinschaften weitgehend unverändert sind (s. Kap. 2.2). Ausgehend davon erfolgt die entsprechend WRRL fünfstufige Klassifizierung des ökologischen Zustandes anhand des Makrozoobenthos. Die WRRL fordert für Bewertung die Berücksichtigung der Parameter Artenspektrum, Sensitivität/Toleranz und Abundanz; dies leistet der hier entwickelte Ansatz.

Der erläuterte Bewertungsansatz bezieht sich auf die tideoffenen Gewässer der in Kap. 5 differenzierten Kategorie B. Diese subsumiert die tideoffenen Marschengewässer der Typen 22.1. und 22.2. Eine weitere Subtypisierung innerhalb der Kategorie B ist zunächst nicht vorgesehen.

Eine Anwendung wäre generell auch für die differenzierte ‚Kategorie-A‘ (salzgeprägt und/oder durch sehr hoher Tidehub) denkbar, allerdings sind hierfür spezifische Referenzbedingungen herzuleiten, was auf der vorliegenden Datenbasis nicht ausreichend möglich ist. Aufgrund der vergleichsweise hohen strukturellen Ähnlichkeit dieser Kategorie mit den korrespondierenden Ästuarabschnitten, in die die Marschengewässer münden, schlagen wir vor die bereits vorliegenden Ästuar-Bewertungen auf die bestimmte Abschnitte der tideoffenen Marschengewässer-Subtyp A zu übertragen.

Eine Testphase durch koordinierte Datenerhebungen ist erforderlich, um das Verfahren zu überprüfen und zu plausibilisieren.

Wie das ökologische Potenzial für die ganz überwiegend als stark verändert eingestufte tideoffenen Marschengewässer definiert und bestimmt wird ist im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht grundsätzlich zu klären. Lösungen zur Problematik ‚Bestimmung des ökologischen Potenzials‘ stark veränderter Gewässer werden derzeit auch im Rahmen eines eigenen Forschungsvorhaben erarbeitet.



## Literatur

- BFG (Bundesanstalt für Gewässerkunde), 1992: Umweltverträglichkeitsuntersuchung zur Anpassung der Fahrinne der Außenweser an die künftig weltweit gültigen Anforderungen der Containerschifffahrt SKN-14m-Ausbau. - (Bericht 0664) Koblenz: 218 S.
- Bick, K., 1982: Bioindikatoren und Umweltschutz. - Decheniana-Beihefte 26, 2-5.
- Bioconsult, 2006: Fischbasiertes Bewertungswerkzeug für Übergangsgewässer der norddeutschen Ästuar. AG: land Niedersachsen & Schleswig-Holstein
- Bioconsult, 2007: Daten aus dem ökologischen Monitoring im Bereich der Geesteufer (2002 – 2007). Untersuchung und Bericht im Auftrag des Umweltschutzamtes/ Untere Naturschutzbehörde der Stadt Bremerhaven. Bremen.
- Bioconsult, 2009: Entwicklung des Wümme-Nebenarms in den Schweineweidern im NSG Borgfelder Wümmewiesen. Endbericht 1997 –2006. AG: Deichverband am rechten Weserufer, Bremen.
- Bohn C., O. Gretschel, J. Hirschfeld, G. Nischwitz, R. Pöpperl & G. Schmidt, 2003: Limnologisch-faunistische und vegetationskundliche Methoden. TN 2 - Methoden und Modelle. Version 0.5 Stand: 29.04.03, Flumagis.
- Borcherding, 1883: Die Molluskenfauna der nordwestdeutschen Tiefebene. Abh. Naturw. Ver. Bremen 8: 255-368
- Böttger, K. & Pöpperl, R., 1990: Limnische Wirbellose als Bioindikatoren für die Bewertung von Strukturparametern in Fließgewässern. - Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 32: 135-142.
- Buddensiek, V., G. Ratzbor & K. Wächter, 1993: Auswirkungen von Sandeintrag auf das Interstitial kleiner Fließgewässer im Bereich der Lüneburger Heide. Natur & Landschaft 68(2): 47-51.
- Busch, D., Schirmer, M., Schröder, K. & B. Schuchardt, 1984: Der Ausbau der Unterweser zum Großschiffahrtsweg und seine Auswirkungen auf das Flußökosystem und die Flußfischerei. N. Arch. f. Nds. 33 (1), 60-80.
- Ter Braak, C.J.F & P. Smilauer, 2002: Reference manualan CanoDraw for Windows. User's guide: Software cor Canonical Community Ordination (version 4.5), Ithaca, NY, USA.
- Clarke, K. R. & R. M. Warwick, 1998: A taxonomic distinctness index and its statistical properties. Journal of Applied Ecology 35, 523–531
- Clarke, K. R. & R. M. Warwick, 1999: The taxonomic distinctness measure of biodiversity: weighting of step lengths between hierarchical levels. Marine Ecology Progress Series 184, 21–29
- Clarke, K. R. & R. N. Gorley, 2001: Primer v5. User Manual/Tutorial. - PRIMER-E Ltd, Plymouth: 91 S.
- Clarke, K. R. & R. M. Warwick, 1994: Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation. - Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, U.K.: 144 S.
- Clarke, K. R. & R. M. Warwick, 1994: Similarity-based testing of community pattern: the 2-way layout with no replication. - Marine Biology 118: 167-176. u. Anhang.
- Claus, B., 1998: Länderübergreifendes Schutzkonzept für die Ästuarie Elbe, Weser und Ems. - WWF BUND, Bremen: ohne S.

- Claus, B., P. Neumann & M. Schirmer, 1994: Rahmenkonzept zur Renaturierung der Unterweser und ihrer Marsch. Band 2: Konkretisierung der Entwicklungsziele, Maßnahmen/Entwicklungskonzept, Landwirtschaftliche Perspektiven. - Veröffentlichung der Gemeinsamen Landesplanung Bremen/Niedersachsen Nr. 8-94. XXIV, Niedersächsisches Innenministerium, Senator für Umweltschutz und Stadtentwicklung der Freien Hansestadt Bremen, Bremen: 232 S. und Anhang.
- Crueger, B., 2000: Reale und potentielle Makroinvertebratenfauna eines tidebeeinflussten Wümeabschnitts mit neuangelegtem Seitenarm. Dipl.-Arbeit Universität bremen.
- Essink, K., C. Dettmann, H. Farke, K. Laursen, G. Luerßen, H. Marencic & W. Wiersinga, 2005: Wadden Sea Quality Status Report 2004. - Wadden Sea Ecosystem No. 19, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven: 359 S.
- EUROPÄISCHE UNION 2001: Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik
- Franzius, L., 1895: Die Korrektur der Unterweser Bd. 1 und Bd. 2 einschließlich Tiefenkarten der Unter- und Außenweser aus den Jahren 1887, 1890, 1893. - Wilhelm Engelmann Verlag, Leipzig: 32 S.
- Fruttiger, A., S. Hocevar, D. Küry, P. Niederhauser, P. Rey, Ü. Sieber & A. Stöckli, (2005): Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer. Makrozoobenthos Stufe F. Flächendeckend. Entwurf für die Erprobung, März 2005. Herausgegeben vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL Bern, 2005.
- Glacer, D., Greve, K., Halle, M., Müller, A., Podraza, P. & T. Zumbroich, 2008: Künstliche und erheblich veränderte Fließgewässer und Herleitung des "guten ökologischen Potenzials". BMBF-Verbundprojekt MAKEF, Kurzübersicht.
- Grabemann, I., A. Müller & B. Kunze, 1993: Ausbau der Unter- und Außenweser. Morphologie und Hydrologie. - In: UVP-FÖRDERVEREIN (Hrsg.), Umweltvorsorge für ein Fluß-Ökosystem. Vertrieb für Bau- und Planungsliteratur, Dortmund: 21-36.
- Haesloop, U., 1990: Beurteilung der zu erwartenden Auswirkungen einer Reduzierung der anthropogenen Weserversalzung auf die aquatische Biozönose der Unterweser. - (Dissertation) Universität Bremen: 220 S.
- Hagge, A., F. Egger & H. J. Krieg, 2003: Untersuchungen zur EU-Wasserrahmenrichtlinie in ausgewählten Flussunterläufen (Hypopotamal) und Speicherbecken der Marschen von Schleswig-Holstein. - Gutachten i. A. des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, unveröffentlicht, Kiel-Flintbek: 52 + Anhang S.
- Hagge, A., F. Eggers, H.-J. Krieg, & H.-J. Schubert, 2004: Untersuchungen zur EU-WRRL an ausgewählten Flussunterläufen (Hypopotamal) und Speicherbecken der Marschen von Schleswig-Holstein. Bd. 1-8, Wirbellosenfauna. AG: LANU Kiel-Flintbeck.
- Holm, A., 1989: Ökologischer Bewertungsrahmen Fließgewässer (Bäche). Landesamt für Naturschutz und Landespflege Schleswig-Holstein, Kiel.

- Höpner, T., 1996: Die Ems – der kleine Tieflandstrom. – In: LOZÁN, J. & H. KAUSCH (Hrsg.), Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren. Parey-Verlag, Berlin: 52-59. Jäger, Z., 2009: KRW-Maatlat vis overgangswater Eems-Dollard. RWS Waterdienst.
- Illies, J. (1978): Limnofauna Europaea. 2. Aufl., Fischer Verlag, Stuttgart.
- Jander, V., 1998: Biostatistik in der Fließgewässerkunde – ökologische und statistische Grundlagen für die Anwendung. Dipl.-Arbeit Universität Bremen.
- Kausch, H., 1996: Die Elbe - ein immer wieder veränderter Fluß. - In: LOZÁN, J. & H. KAUSCH (Hrsg.), Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren. Parey, Berlin: 43-52.
- Kiel, E., O. Schaper, B. Wolff & C. Feld, 2004: Ökologische Bewertung von Marschengewässern entsprechend den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Abschlussbericht zu den Projekten Teil II und Teil III. AG: NLÖ, Hildesheim.
- Kohlmann, R., 1878: Molluskenfauna in der Unterweser. Abh. Naturw. Ver. Bremen 6: 49 –97.
- Krieg, H.-J., 2005: Die Entwicklung eines modifizierten Potamo-Typie-Indexes (Qualitätskomponente Makrozoobenthos) zur Bewertung des ökologischen Zustands der Tideelbe von Geesthacht bis zur Seegrenze. AG: Wassergütestelle Elbe.
- Krieg, H.-J., 2006: Prüfung des erweiterten Aestuar-Typie-Indexes (AeTI) in der Tideelbe als geeignete Methode für die Bewertung der Qualitätskomponente benthische Wirbellosenfauna gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie im Rahmen eines vorläufigen Überwachungskonzeptes (Biomonitoring). Praxistest AETI anhand aktueller Daten der wirbellosen Bodenfauna (Zoobenthos) im Untersuchungsraum Tideelbe (2005) und Konzept zur Probenahmestrategie sowie Design und Probenauf- und Bearbeitung. AG: Wassergütestelle Elbe.
- Krieg, H.-J., 2007: Vorgezogene, überblicksweise Überwachung der Tideelbe. Durchführung der Untersuchung und Bewertung der Oberflächenwasserkörper des Tideelbestroms (QK benthische wirbellose Fauna) Verifikation und Praxistest des Ästuartypie-Verfahrens anhand aktueller Daten der benthischen wirbellosen Fauna im Untersuchungsraum Tideelbe. AG: Wassergütestelle Elbe.
- Küfog, 2006: Ausarbeitung eines EU-Bewertungssystems nach EU-Wasserrahmenrichtlinie für das Makrozoobenthos des Weserästuars. Projektbericht i. Auftrag des NLWKN.
- LANU, 2003: Benthosdaten von Messstellen aus der Stör (Breitenberg, Wittenberge). Exceltabelle. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein.
- LANU, 2006: Konzept zur Überwachung der Gewässer in den Flussgebietseinheiten Schleswig-Holsteins. Methodenhandbuch Fließgewässer. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein.
- Lorenz, A., Hering, D., Feld, C. K. & Rolauffs, P. (2004): A new method for assessing the impact of hydromorphological degradation on the macroinvertebrate fauna in five German stream types. *Hydrobiologia* 516: 107-127.
- Meier C., Böhmer, J., Biss, R., Feld, C., Haase, P., Lorenz, A., Rawer-Jost, C., Rolauffs, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A., Zenker, A. & D. Hering, 2006a: Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthos an neue internationale Vorgaben. UBA, UFOPLAN-Nr. 20224 223, 198 Seiten.

- Meier C., Böhmer, Haase, P., Lorenz, A., Rawer-Jost, C., Rolauffs, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A., Zenker, A. & D. Hering, 2006b: Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung. Stand Mai 2006. [www.fliessgewaesserbewertung.de](http://www.fliessgewaesserbewertung.de)
- Meyer, T., T. Berg & K. Fürhaupter, 2006a: Bewertung von Makrozoobenthos im Küstengewässer der FGE Weser und Elbe nach WRRL. Test einer MarBIT-Erweiterung. - Projektbericht im Auftrag des NLWKN Brake-Oldenburg. unveröffentl.
- Moller Pillot, H.K.M., 2009: Chironomidae of the Netherlands and Adjacent Lowlands. Biology and Ecology of the Chironomi. KNNV Publishing, Zeist, The Netherlands.
- Nehring, S. & H. Leuchs, 2001: Ansätze und Perspektiven einer ökologischen Bewertung in Übergangs- und Küstengewässern. Einführung. BfG-BLMP-Workshop am 24.4.2001, Hamburg. BfG-Veranstaltungen 5/2001, 5 –11.
- NLÖ, 2001: Gewässergütebericht 2000. - Oberirdische Gewässer 13/2001: 40.
- NLWKN & SBUVE, 2007: Naturräumliche Gliederung Niedersachsens und Bremens. Quelle: Niedersächsisches Ministerium für Umwelt und Klimaschutz, Hannover.
- NLWKN Brake 2007: Benthosuntersuchung in tideoffenen Marschengewässern in Niedersachsen, Schleswig-Holstein und Bremen nach der AeTV-Methodik (vgl. Krieg 2005). AG: NLWKN Brake.
- NLWKN, 2009: Ökologische Einstufung von Benthosorganismen in Marschengewässern nach dem BBM-Index. Datentabellen: NLWKN Aurich, Brake, Lüneburg, Stade, Verden.
- Petermeier, A. & Schöll, F. (1994): Historische Entwicklung der aquatischen Lebensgemeinschaft (Zoo-benthos und Fische) im deutschen Abschnitt der Elbe. Gutachten i. A. des BM f. Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. - BfG Koblenz, 173 S.
- Podraza, P., 2008: Das „Gute Ökologische Potenzial“ - Versuch einer Definition. Ruhrverband Essen. Präsentation, Wassernetz NRW.
- Pottgiesser, T. & Sommerhäuser, M. (2004): Fließgewässertypologie Deutschlands: Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. In: Steinberg, C., Calmano W., Wilken R.-D. & Klapper, H. (Hrsg.): Handbuch der Limnologie. 19. Erg.Lfg. 7/04. VIII-2.1: 1-16 + Anhang.
- Pottgiesser, T. & Sommerhäuser, M., 2006: Erste Überarbeitung der Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen. Umweltbundesamt, Bonn.
- Refcond 2.3 : Leitfaden zur Ableitung von Referenzbedingungen und zur Festlegung von Grenzen zwischen ökologischen Zustandsklassen für oberirdische Binnengewässer. CIS-Arbeitsgruppe 2.3 – Referenzbedingungen für oberirdische Binnengewässer.
- Reincke, H., 1995: Wie hat sich die Gewässerqualität im Elbeinzugsgebiet verändert? - In: UMELTBE-HÖRDE HAMBURG (Hrsg.), Situation der Elbe 5 Jahre nach der Wende. 7-23.
- Reusch, H., 1995: Planungsrelevante Aufbereitung und Bewertung faunistisch-ökologischer Daten vom Makrozoobenthos in Fließgewässern. Schr.-R- f. Landschaftspf. U. Naturschutz 43, BfN, Bad Goderberg, 31 – 43.
- Schirmer, M., 1996: Die Weser – eine Zustandsbeschreibung. In: LOZÁN, J. & H. KAUSCH (Hrsg.), Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren. Parey, Berlin: 75 - 83.

- Schöll, F. A. Haybach, 2001: Bewertung von großen Fließgewässern mittels Potamon-Typie-Index (PTI). BfG-Mitteilung, 23: 1-27.
- Schöll, F. A. Haybach & B. König, 2005: Das erweiterte Potamotypieverfahren zur ökologischen Bewertung von Bundeswasserstraßen (Fließgewässertypen 10 und 20: Kies- und sandgeprägte Ströme, Qualitätskomponente Makrozoobenthos) nach Maßgabe der EU-WRRL. Hydrologie und Wasserwirtschaft, 49, Heft 5: 234-247.
- Scholle J. & B. Schuchardt, 1996: Nebenflüsse – ihre Bedeutung für die Regeneration der Biozönose des Hauptgewässers. In: LOZÁN, J. & H. KAUSCH (Hrsg.), Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren. Parey, Berlin: 286 - 292.
- Schuchardt, B., 1995: Die Veränderung des Tidenhubs in den inneren Ästuaren von Eider, Elbe, Weser und Ems. Ein Indikator für die ökologische Verformung der Gewässer.- Naturschutz und Landschaftsplanung 27 (6): 211-217.
- Schuchardt, B., 1994: Die Wasserqualität der Hase: Konsequenzen für ein Revitalisierungskonzept. In: BERNHARDT K.-G. (Hrsg.): Revitalisierung einer Flusslandschaft.. Schr.-Reihe der Bundesstiftung Umwelt, Bd. 1: Zeller Verlag Osnabrück.
- Schuchardt, B., Busch, D., Schirmer, M. & K. Schröder, 1985: Die aus Fangstatistiken rekonstruierbare Bestandsentwicklung der Fischfauna der Unterweser seit 1891: ein Indikator für Störungen des Ökosystems. Natur und Landschaft 60, 11: 441-444
- Schuchardt, B., Haesloop, U. & M. Schirmer, 1993: The tidal freshwater reach of the Weser Estuary: riverine or estuarine?- Neth. J. Aquatic Ecol. 27 (2-4), 215-226.
- Schuchardt, B.; M. Schirmer; G. Janssen; S. Nehring & H. Leuchs, 1999: Estuaries and Brackish Waters.- Wadden Sea Quality Status Report.- Wadden Sea Ecosystem 9, Wilhelmshaven: 175-186.
- Schuchardt, B., J. Scholle, S. Schulze & T. Bildstein, 2007: Vergleichende Bewertung der ökologischen Situation der inneren Ästuarie von Eider, Elbe, Weser und Ems: Was hat sich nach 20 Jahren verändert? - In: GÖNNERT, G., B. PFLÜGER & J.-A. BREMER (Hrsg.), Von der Geoarchäologie über die Küstendynamik zum Küstenzonenmanagement - Coastline Reports 9. 15-26.
- Siefert, W. & J. Jensen, 1993: Fahrrinnenvertiefung und Tidewasserstände in der Elbe. - Hansa 130 (10): 119-125.
- Speth S. & R. Brinkmann, 2003: Abschlussuntersuchungen zur Beschreibung typspezifischer Referenzbedingungen in größeren Flüssen Schleswig-Holsteins auf Grundlage der benthischen wirbellosen Süßwasserfauna in Hinblick auf die Umsetzung der Eu-WRRL. AG: Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein.
- Tischler, W., 1979: Einführung in die Ökologie. Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- Ulmer, G., 1903: Hamburgische Elb-Untersuchung, V. Trichopteren. Mitteilg. Aus dem Zoolog. Museum in Hamburg 20, 279 –289.
- Warwick, R. M. & K. R. Clarke (1995). New 'biodiversity' measure reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. Marine Ecology Progress Series 129, 301–305.
- WGE, 2007: Steckbrief für den Gewässertyp 22.3. der Tideelbe. Wassergütestelle Elbe, Hamburg.

- Wetzel, V., 1987: Der Ausbau des Weserfahrwassers von 1921 bis heute. Jb. Hafenbautechn. Ges. 42, 83-105.
- Wieland, P., 1993: Deichschutz und Binnenentwässerung im Eidergebiet. - In: DVWK (Hrsg.), Historischer Küstenschutz. Verlag Konrad Wittwer, Stuttgart: 463-486. WORKING GROUP 2.4 – COAST 2003; WORKING GROUP 2A – ECOLOGICAL STATUS (ECOSTAT) 2003
- Ysebaert, T., V. Escaravage & P. Herman, 2004a: Scientific assessment of state of the art "Dutch WFD benthos classification for transitional waters". - NIOO-CEME, Yserke, NL, S.
- Ysebaert, T. & P. M. J. Herman, 2004b: The assessment of the ecological status of coastal and transitional waters based on benthic-macro-invertebrates: classification and intercalibration within the Water Framework Directive. - NIOO-CME Report 2004-1 S.
- Zucchi, H. (1993): Zur Ökologie heimischer Fließgewässer - eine Einführung. - Ber. Naturhist. Ges. Hannover 135: 7-28.
- Zwick, P. (unveröff.): Schriftliche Mitteilung über historische Vorkommen der Plecopterenarten *Taeniopteryx araneoides*, *T. nebulosa* und *Isogenus nubecula* in der Elbe. Zit. in Petermeier & Schöll, 1994, BfG Koblenz.



**Anhang 1\_ Artenpool tideoffene Marschengewässer,  
zusammenfassende Übersicht und Detailbetrachtung inkl.  
Klassifizierung der Taxa nach Indikatorwert**

<b>Taxapool-TOM</b>	<b>Anzahl</b>	<b>Anzahl</b>
<b>Großgruppen</b>	<b>Taxa</b>	<b>Familien</b>
BIVALVIA_LIM	24	4
BIVALVIA_EH_MAR	11	7
BRYOZOA	12	3
COLEOPTERA	52	8
CRUSTACEA_LIM	15	4
CRUSTACEA_MAR	51	14
DIPTERA	195	13
EPHEMEROPTERA	35	7
GASTROPODA_LIM	41	8
GASTROPODA_MAR	8	4
HETEROPTERA	34	7
HIRUDINEA	13	3
HYDROZOA	8	5
OLIGOCHAETA_LIM	78	7
OLIGOCHAETA_MAR	15	4
ODONATA	13	6
PLECOPTERA	10	4
POLYCHAETA	41	15
TRICHOPTERA	58	14
TURBELLARIA	7	3
SONSTIGE	26	
<b>SUMME</b>	<b>747</b>	<b>&gt;140</b>

Taxon	Gruppe	DV-Nr.	lfd.#-Aeti	Eco_Werte (ungewichtet)	Gewichtete ECO_Werte wobei ECO_G = 25-(6-Eco)
Hydracarina div. indet.	Acari		309	0	0
Insecta indet.	Antennata		310	2	2
Cerastoderma edule	Bivalvia		42	3	4
Cerastoderma spp.	Bivalvia		43	3	4
Macoma balthica	Bivalvia		145	1	1
Mya arenaria	Bivalvia		162	3	4
Mya truncata	Bivalvia		163	3	4
Mysella bidentata	Bivalvia		164	2	2
Mytilus edulis	Bivalvia	1348	167	3	4
Barnea candida	Bivalvia		25	3	4
Corbicula sp. (fluminea/fluminalis)	Bivalvia	1300/ 1175	56	1	1
Congeria leucophaeata (syn. C. cochleata)	Bivalvia	1181	55	3	4
Dreissena polymorpha	Bivalvia	1097	71	1	1
Pisidium amnicum	Bivalvia	1027	206	4	8
Pisidium supinum	Bivalvia	1075	213	4	8
Pisidium henslowanum	Bivalvia	1102	208	3	4
Pisidium moitessierianum	Bivalvia	1073	209	3	4
Sphaerium comeum	Bivalvia	1012	252	3	4
Musculium lacustre	Bivalvia	1179	161	2	2
Pisidium nitidum	Bivalvia	1933	210	2	2
Pisidium casertanum	Bivalvia	1982	207	1	1
Pisidium spp.	Bivalvia	1980	211	1	1
Pisidium subtruncatum	Bivalvia		212	1	1
Pisidium obtusale	Bivalvia	1056	625	0	0
Sphaeriidae indet.	Bivalvia		699	0	0
Sphaerium rivicola	Bivalvia	1058	253	4	8
Sphaerium solidum	Bivalvia	1931	254	4	8
Sphaerium sp. (juvenil)	Bivalvia		700	3	4
Unio	Bivalvia	1068	726	4	8
Unio tumidus	Bivalvia	1062	283	4	8
Anodonta anatina	Bivalvia	1993	15	4	8
Anodonta cygnea	Bivalvia	1096	16	4	8
Pseudanodonta complanata	Bivalvia	1940	240	5	16
Unio crassus	Bivalvia	1061	281	5	16
Unio pictorum	Bivalvia	1059	282	4	8
Bivalvia indet.	Bivalvia		370	0	0
Electra crustulenta	Bryozoa	1377	76	3	4
Fredericella sultana	Bryozoa	1018	452	4	8
Frederiella sultana	Bryozoa		89	3	4
Lophopus crystallinus	Bryozoa	1204	548	1	1
Pectinella magnifica (bryozoa)	Bryozoa	1219	618	0	0
Paludicella articulata	Bryozoa	1995	601	4	8
Hyalinella punctata	Bryozoa	1203	494	2	2
Plumatella	Bryozoa	1108	632	4	8
Plumatella emarginata	Bryozoa	1039	216	4	8
Plumatella fungosa	Bryozoa	1028	217	4	8
Plumatella repens	Bryozoa	1022	218	4	8
Victorella pavidata	Bryozoa	1288	728	0	0
Dryops sp. Ad.	Coleoptera	254	429	0	0
Acilius canaliculatus	Coleoptera	946	340	3	4
Agabus	Coleoptera	165	345	2	2

Taxon	Gruppe	DV-Nr.	lfd.#-Aeti	Eco_Werte (ungewichtet)	Gewichtete ECO_Werte wobei ECO_G = 25-(6-Eco)
Agabus didymus	Coleoptera	49	346	4	8
Bidessus unistriatus	Coleoptera	480	368	3	4
Colymbetes	Coleoptera	987	403	0	0
Dytiscidae	Coleoptera	384	430	0	0
Dytiscus	Coleoptera	183	432	2	2
Graptodytes pictus	Coleoptera	915	462	2	2
Graptodytes sp. Lv.	Coleoptera	10009	463	0	0
Hydroporus	Coleoptera	98	508	0	0
Hydroporus palustris	Coleoptera	200	509	1	1
Hygrotus inaequalis	Coleoptera	344	514	2	2
Hygrotus versicolor	Coleoptera	874	515	2	2
Ilybius	Coleoptera	985	518	0	0
Ilybius fenestratus	Coleoptera	871	519	2	2
Ilybius fuliginosus	Coleoptera	24	520	4	8
Laccophilus	Coleoptera	343	529	0	0
Laccophilus hyalinus	Coleoptera	204	130	2	2
Laccophilus minutus	Coleoptera	205	131	2	2
Nebrioporus elegans	Coleoptera	20155	576	4	8
Noterus crassicornis	Coleoptera	504	585	1	1
Stictotarsus duodecimpustulatus	Coleoptera	40	706	4	8
Platambus maculatus	Coleoptera	21	628	4	8
Elmis aenea	Coleoptera	289	435	4	8
Elmis sp.	Coleoptera	112	77	4	8
Limnius muelleri Lv.	Coleoptera	20629	543	4	8
Limnius volckmari	Coleoptera	28	544	4	8
Oulimnius	Coleoptera	113	596	5	16
Oulimnius tuberculatus	Coleoptera	17	597	5	16
Gyrinus minutus	Coleoptera	10090	466	2	2
Gyrinus substriatus	Coleoptera	78	467	3	4
Orectochilus villosus	Coleoptera	26	592	4	8
Halipplus	Coleoptera	102	470	0	0
Halipplus flavicollis	Coleoptera	352	471	2	2
Halipplus fluviatilis	Coleoptera	35	104	3	4
Halipplus fulvus	Coleoptera	10107	472	2	2
Halipplus heydeni	Coleoptera	940	473	2	2
Halipplus immaculatus	Coleoptera	371	105	2	2
Halipplus lineatocollis	Coleoptera	3	474	2	2
Helophorus aquaticus	Coleoptera	199	478	2	2
Helophorus brevipalpis	Coleoptera	50	479	2	2
Helophorus flavipes	Coleoptera	82	480	2	2
Helophorus grandis	Coleoptera	318	481	2	2
Helophorus granularis	Coleoptera	83	482	2	2
Helophorus sp.	Coleoptera	137	110	1	1
Hydraena gracilis	Coleoptera	89	497	4	8
Hydraena melas	Coleoptera	10064	498	4	8
Hydraena palustris Ad.	Coleoptera	10279	499	5	16
Hydraena testacea Ad.	Coleoptera	10988	500	5	16
Ochthebius minimus	Coleoptera	10993	589	0	0
Anacaena globulus	Coleoptera	129	348	3	4
Anacaena limbata	Coleoptera	172	349	3	4
Anacaena lutescens	Coleoptera	588	350	3	4
Cercyon convexiusculus	Coleoptera		385	0	0
Cercyon granarius	Coleoptera		386	0	0

Taxon	Gruppe	DV-Nr.	lfd.#-Aeti	Eco_Werte (ungewichtet)	Gewichtete ECO_Werte wobei ECO_G = 25-(6-Eco)
Cercyon sp. Ad.	Coleoptera		387	0	0
Helophorus minutus	Coleoptera	566	483	2	2
Hydrobius fuscipes	Coleoptera	95	504	2	2
Hydrophilidae	Coleoptera	888	507	3	4
Hyphydrus ovatus	Coleoptera	441	516	2	2
Laccobius	Coleoptera	140	526	0	0
Laccobius bipunctatus	Coleoptera	694	527	2	2
Laccobius minutus	Coleoptera	201	528	2	2
Elodes	Coleoptera	20163	436	3	4
Coleoptera indet.	Coleoptera		296	0	0
Proasellus coxalis	Crustacea_Isopoda	1107	656	1	1
Proasellus meridianus	Crustacea_Isopoda	1207	657	1	1
Asellus aquaticus	Crustacea_Isopoda	1004	18	1	1
Corophium curvispinum	Crustacea_Amphipoda	1977	58	1	1
Gammarus fossarum	Crustacea_Amphipoda	1001	456	4	8
Gammarus pulex	Crustacea_Amphipoda	1002	91	4	8
Gammarus roeseli	Crustacea_Amphipoda	1003	92	4	8
Orchestia cavimana	Crustacea_Amphipoda	1286	189	2	2
Orchestia gammarella	Crustacea_Amphipoda			0	0
Gammarus tigrinus	Crustacea_Amphipoda	1996	94	2	2
Gammarus zaddachi	Crustacea_Amphipoda	1186	95	3	4
Neomysis integer	Crustacea_Mysidacea	1187	178	2	2
Atyaephyra desmaresti	Crustacea_Decapoda	1997	360	3	4
Eriocheir sinensis	Crustacea_Decapoda	1188	84	0	0
Dikerogammarus villosus	Crustacea_Amphipoda	1268	70	0	0
Leptocheirus pilosus	Crustacea_Amphipoda		135	4	8
Balanidae Gen. sp.	Crustacea_Cirripedia	1197	365	3	4
Balanus balanoides	Crustacea_Cirripedia	1249	23	4	8
Balanus improvisus	Crustacea_Cirripedia	1198	24	4	8
Corophium lacustre	Crustacea_Amphipoda	1189	59	5	16
Corophium multisetosum	Crustacea_Amphipoda	1150	60	4	8
Corophium volutator	Crustacea_Amphipoda	1212	61	4	8
Corophium juv. indet.	Crustacea_Amphipoda	1251	297	2	2
Corophium sp.	Crustacea_Amphipoda	1251	298	3	4
Crangon crangon	Crustacea_Decapoda	1209	62	4	8
Gammarus duebeni	Crustacea_Amphipoda	1214	90	4	8
Gammarus salinus	Crustacea_Amphipoda	1215	93	4	8
Niphargus cf. fontanus	Crustacea_Amphipoda	1955	584	1	1
Gammarus	Crustacea_Amphipoda	1079	307	2	2
Gammarus chevreuxi	Crustacea_Amphipoda	1213	455	4	8
Bathyporeia	Crustacea_Amphipoda	1284	291	0	0
Bathyporeia elegans	Crustacea_Amphipoda		27	4	8
Bathyporeia juv. indet.	Crustacea_Amphipoda		292	0	0
Bathyporeia pelagica	Crustacea_Amphipoda		28	4	8
Bathyporeia pilosa	Crustacea_Amphipoda		29	3	4
Bathyporeia sarsi	Crustacea_Amphipoda		30	3	4
Haustorius arenarius	Crustacea_Amphipoda		108	4	8
Idothea balthica	Crustacea_Isopoda		123	2	2
Idothea chelipes (syn. I. viridis)	Crustacea_Isopoda		124	5	16
Jaera albifrons	Crustacea_Isopoda	1341	128	3	4
Heterotanais oerstedii	Crustacea_Amphipoda		115	5	16
Ligia oceanica	Crustacea_Isopoda			0	0
Melita pellucida	Crustacea_Amphipoda		742	0	0

Taxon	Gruppe	DV-Nr.	lfd.#-Aeti	Eco_Werte (ungewichtet)	Gewichtete ECO_Werte wobei ECO_G = 25-(6-Eco)
Gastrosaccus spinifer	Crustacea_Mysidacea		96	3	4
Mesopodopsis slabberi	Crustacea_Mysidacea		152	3	4
Mysis relicta	Crustacea_Mysida	1453	165	3	4
Paramysis spiritus	Crustacea_Mysidacea		197	3	4
Praunus flexuosus	Crustacea_Mysida	1250	233	3	4
Schistomysis kervillei	Crustacea_Mysidacea		248	3	4
Mysidacea indet.	Crustacea_Mysidacea		313	0	0
Palaemon elegans	Crustacea_Decapoda		743	3	4
Palaemon longirostris	Crustacea_Decapoda	1248	191	3	4
Palaemon macrodactylus	Crustacea_Decapoda		744	3	4
Palaemon squilla (syn. P. adspersus)	Crustacea_Decapoda		192	3	4
Palaemonetes varians	Crustacea_Decapoda	1210	193	4	8
Palaemonidae	Crustacea_Decapoda		599	0	0
Pandalus motagai	Crustacea_Decapoda			0	0
Rhithropanopeus harrisi	Crustacea_Decapoda	1211	672	2	2
Carcinus maenas	Crustacea_Decapoda	252	41	4	8
Sphaeroma hookeri	Crustacea_Isopoda	1342	255	5	16
Sphaeroma rugicauda	Crustacea_Isopoda	1291	256	5	16
Talitrus saltator	Crustacea_Amphipoda	403	267	3	4
Diastylis rathkei	Cumacea			0	0
Amphipoda indet.	Crustacea_Amphipoda		289	0	0
Cyathura carinata	Crustacea_Isopoda	1371		0	0
Isopoda indet.	Crustacea_Isopoda		311	0	0
Atherix ibis	Diptera	379	358	4	8
Ibisia marginata	Diptera	20130	517	5	16
Bezzia	Diptera	608	367	1	1
Ceratopogonidae indet.	Diptera		300	0	0
Ceratopogoninae/Pulpomgiinae	Diptera		299	0	0
Orthodadiinae indet.	Diptera		595	0	0
Palpomyini	Diptera		600	0	0
Chaoborus flavicans	Diptera		390	1	1
Chaoboridae indet.	Diptera	481	391	0	0
Chaoborus	Diptera		392	0	0
Ablabesmyia monilis agg.	Diptera	10495	1	2	2
Ablabesmyia phatta	Diptera	10496	338	2	2
Ablabesmyia spp.	Diptera		339	0	0
Apsectrotanypus trifascipennis	Diptera	10385	355	0	0
Arctopelopia sp.	Diptera		357	0	0
Brillia flavifrons	Diptera	10584	374	3	4
Chaetocladus spp.	Diptera	5064	388	0	0
Chironomidae (Larve) indet.	Diptera		293	0	0
Chironomidae (Puppe) indet.	Diptera		294	0	0
Chironominae indet.	Diptera		393	0	0
Chironomini indet.	Diptera	10779	326	0	0
Chironomus bernensis	Diptera		394	1	1
Chironomus cf. nudiventris	Diptera		395	0	0
Chironomus nudiventris	Diptera	10390	396	0	0
Chironomus obtusidens	Diptera	389	47	3	4
Chironomus plumosus agg.	Diptera	20201	48	2	2
Chironomus riparius agg.	Diptera		397	1	1
Chironomus salinarius	Diptera		398	0	0
Chironomus spp.	Diptera		49	1	1
Chironomus thummi agg.	Diptera		399	1	1

Taxon	Gruppe	DV-Nr.	lfd.#-Aeti	Eco_Werte (ungewichtet)	Gewichtete ECO_Werte wobei ECO_G = 25-(6-Eco)
Chonchapelopia melanops	Diptera	10397	54	2	2
Cladotanytarsus spp.	Diptera		50	1	1
Clunio marinus	Diptera		401	0	0
Conchapelopia melanops	Diptera	10397	404	2	2
Conchapelopia sp.	Diptera		405	0	0
Corynoneura sp.	Diptera		410	0	0
Cricotopus bicinctus	Diptera	10617	411	1	1
Cricotopus ornatus	Diptera	10628		3	4
Cricotopus sp.	Diptera		412	0	0
Cricotopus sylvestris-Gr.	Diptera	20176	413	2	2
Cricotopus tremulus-Gr.	Diptera		414	0	0
Cryptochironomus rostratus	Diptera	10399	64	3	4
Cryptochironomus obreptans/subcicans	Diptera		63	3	4
Cryptochironomus spp.	Diptera		65	1	1
Demicryptochironomus vulneratus	Diptera	10808	66	3	4
Dero sp.	Diptera		419	0	0
Dicrotendipes modestus	Diptera	10811	421	0	0
Dicrotendipes nervosus	Diptera	10406	422	1	1
Dicrotendipes sp.	Diptera		69	1	1
Dicrotendipes spp.	Diptera		423	0	0
Einfeldia carbonaria	Diptera	10814	433	3	4
Endochironomus albipennis	Diptera	10817	440	0	0
Endochironomus sp.	Diptera		441	3	4
Endochironomus tendens	Diptera	10819	80	2	2
Fleuria/Einfeldia spp.	Diptera		451	0	0
Glypodendipes barbipes	Diptera	10821	98	3	4
Glyptotendipes pallens agg.	Diptera	10361	99	2	2
Glyptotendipes paripes	Diptera	10825	100	2	2
Glyptotendipes sp.	Diptera		459	0	0
Halocladius varians	Diptera		106	5	16
Harnischia curtilamellata	Diptera	10829	475	1	1
Harnischia sp.	Diptera		330	1	1
Harnischia spp.	Diptera		476	1	1
Heterotrissocladius marcidus	Diptera	10659	491	1	1
Kloosia pusilla	Diptera	20522	129	4	8
Limnophyes sp.	Diptera		546	0	0
Lipiniella arenicola	Diptera	20523	136	3	4
Lymnophyes sp.	Diptera		331	0	0
Macropelopia spp.	Diptera		554	0	0
Metricnemus sp.	Diptera		556	0	0
Microchironomus spp.	Diptera		557	1	1
Microchironomus tener	Diptera	10832	153	1	1
Micropectra apposita	Diptera	10135	156	3	4
Micropectra cf. apposita	Diptera		561	0	0
Micropectra notescens	Diptera	10134	157	4	8
Micropectra notescens/apposita	Diptera		562	1	1
Micropectra pedellus	Diptera		563	0	0
Micropectra sp.	Diptera		564	0	0
Microtendipes chloris-Gruppe	Diptera	20196	158	2	2
Microtendipes pedellus agg.	Diptera	10412	159	1	1
Monodiamesa sp.	Diptera		567	0	0
Nanocladius bicolor agg.	Diptera	10680	176	2	2
Nanocladius rectinervis	Diptera	10682	572	1	1



Taxon	Gruppe	DV-Nr.	lfd.#-Aeti	Eco_Werte (ungewichtet)	Gewichtete ECO_Werte wobei ECO_G = 25-(6-Eco)
Nanocladius spp.	Diptera		573	0	0
Natarsia punctata	Diptera	10517	574	0	0
Odontomesa fulva	Diptera	10580	590	3	4
Orthoclaadiinae indet.	Diptera		327	0	0
Orthocladus cf. clarki	Diptera		593	0	0
Orthocladus spp.	Diptera		594	0	0
Parachaetocladus abnobaeus	Diptera	20509	602	0	0
Parachaetocladus sp.	Diptera		603	0	0
Parachironomus arcuatus-Gr.	Diptera		604	1	1
Parachironomus frequens-Gr.	Diptera		605	0	0
Parachironomus sp.	Diptera		606	0	0
Parachironomus varus	Diptera	10848	607	0	0
Paracladopelma laminata agg.	Diptera	10417	608	0	0
Paracladopelma sp.	Diptera		609	0	0
Paralimnophyes hydrophilus	Diptera	10714	614	1	1
Parametrioctenemus stylatus	Diptera		190	3	4
Paraphaenodadines sp.	Diptera		332	0	0
Paratanytarsus austriacus	Diptera	10907	615	0	0
Paratanytarsus dissimilis agg.	Diptera		194	3	4
Paratanytarsus sp.	Diptera		333	0	0
Paratanytarsus spp.	Diptera		616	0	0
Paratendipes albimanus	Diptera	10421	617	2	2
Paratendipes intermedius	Diptera		195	3	4
Paratendipes sp.	Diptera		196	1	1
Pentaneurini	Diptera	10059	620	0	0
Phaenopsectra flavipes	Diptera	10856	621	0	0
Phaenopsectra sp.	Diptera		334	0	0
Polypedilum albicorne	Diptera	10860	641	0	0
Polypedilum bicrenatum	Diptera	10863	642	0	0
Polypedilum cf. tritum	Diptera		643	0	0
Polypedilum cf. uncinatum	Diptera		644	0	0
Polypedilum cultellatum	Diptera	10426	645	0	0
Polypedilum nubeculosum	Diptera	10365	224	2	2
Polypedilum pedestre	Diptera	10427	646	2	2
Polypedilum scalaenum	Diptera	10429	225	3	4
Polypedilum scalaenum-Gr.	Diptera		647	0	0
Polypedilum sordens-Gr.	Diptera		648	1	1
Polypedilum sp.	Diptera		335	0	0
Polypedilum spp.	Diptera		649	0	0
Polypedilum uncinatum	Diptera	10870	650	0	0
Potthastia longimana-Gr.	Diptera	20185	652	0	0
Potthastia longimanus	Diptera	10566	232	2	2
Procladius (Holotanypus)	Diptera	20081	235	1	1
Prodiamesa olivacea	Diptera	604	236	2	2
Psectrocladius sordidellus/limbatellus	Diptera	10738/ 10731		1	1
Psectrocladius sp.	Diptera		239	1	1
Psectrotanypus varius	Diptera	10432	660	3	4
Pseudochironomus sp.	Diptera		661	0	0
Pseudosmittia sp.	Diptera		662	0	0
Rheocricotopus fuscipes	Diptera	10752	667	1	1
Rheocricotopus sp.	Diptera		668	0	0
Rheotanytarsus	Diptera	43	669	0	0
Rheotanytarsus curtistylus	Diptera	10341	670	0	0

Taxon	Gruppe	DV-Nr.	lfd.#-Aeti	Eco_Werte (ungewichtet)	Gewichtete ECO_Werte wobei ECO_G = 25-(6-Eco)
Rheotanytarsus sp.	Diptera		671	0	0
Robackia demeijerei	Diptera	20498		3	4
Saetheria sp.	Diptera		674	0	0
Stempellina subglabripennis	Diptera	10928	704	0	0
Stempellinella sp.	Diptera		265	3	4
Stictochironomus spp.	Diptera		705	0	0
Synorthocladius sp.	Diptera	10764	707	0	0
Tanypodinae indet.	Diptera		328	0	0
Tanypus kraatzi	Diptera		709	1	1
Tanypus punctipennis	Diptera	10531	268	3	4
Tanypus sp.	Diptera	10532	336	0	0
Tanypus spp.	Diptera		710	0	0
Tanytarsini indet.	Diptera		329	0	0
Tanytarsus gr. eminus	Diptera		269	1	1
Tanytarsus gr. verralli	Diptera	10443	270	1	1
Tanytarsus pallidicornis	Diptera	10972	711	0	0
Tanytarsus sp.	Diptera	10367	337	0	0
Tanytarsus spp.	Diptera		712	0	0
Thalassosmittia sp.	Diptera		714	0	0
Thalassosmittia thalassophila	Diptera		271	4	8
Thienemanniella spp.	Diptera	1057	717	0	0
Thienemannimyia cf. clavicornis	Diptera		718	0	0
Thienemannimyia sp.	Diptera		719	0	0
Xenopelopia spp.	Diptera		730	0	0
Zavrelimyia spp.	Diptera		731	0	0
Conchapelopia arctope-Gruppe	Diptera	10396		0	0
Parachironomus gr. arcuatus	Diptera	10840		1	1
Gordiidae Gen. sp.	Diptera		461	0	0
Anopheles	Diptera	10149	354	0	0
Culex	Diptera	10091	415	0	0
Culicidae	Diptera		416	0	0
Dixa	Diptera	70	425	0	0
Dixella	Diptera	575	426	0	0
Dixella aestivalis	Diptera	10136	427	1	1
Hemerodromia sp.	Diptera		484	0	0
Eleophila	Diptera		434	3	4
Helius sp.	Diptera		477	0	0
Limoniidae	Diptera	120	547	2	2
Dicranota spp	Diptera		420	3	4
Psychodidae Gen.sp.	Diptera		663	0	0
Telmatoscopus spp.	Diptera		713	0	0
Scaptosidae (diptera)	Diptera		675	0	0
Simuliidae	Diptera	13	689	3	4
Simulium (Boophthora) erythrocephalum	Diptera	779	690	3	4
Simulium (Eusimulium) aureum - Gruppe	Diptera	10173	691	3	4
Simulium lundstromi	Diptera		692	3	4
Simulium morsitans	Diptera	753	693	3	4
Simulium noelleri	Diptera	536	694	3	4
Simulium ornatum	Diptera	10187	695	3	4
Simulium sp.	Diptera		696	3	4
Simulium (Wilhelmia) lineatum	Diptera	754		3	4
Tabanidae Gen. sp.	Diptera		708	0	0
Thaumaleidae Gen. sp.	Diptera	20516	715	0	0

Taxon	Gruppe	DV-Nr.	lfd.#-Aeti	Eco_Werte (ungewichtet)	Gewichtete ECO_Werte wobei ECO_G = 25-(6-Eco)
Dolichopodidae	Diptera	556	428	0	0
Tipula	Diptera		720	0	0
Tipulidae indet.	Diptera		721	0	0
Diptera (Larve) indet.	Diptera		301	0	0
Diptera (Puppe) indet.	Diptera		302	0	0
Flavia lacustris	Diptera		88	2	2
Baetidae indet.	Ephemeroptera	668	361	0	0
Baetis fuscatus	Ephemeroptera	173	362	4	8
Baetis rhodani	Ephemeroptera	107	363	4	8
Baetis scambus	Ephemeroptera	349		4	8
Baetis sp.	Ephemeroptera	7	22	3	4
Baetis vernus	Ephemeroptera	278	364	3	4
Centroptilum luteolum	Ephemeroptera	252	382	3	4
Cloeon dipterum	Ephemeroptera	394	52	3	4
Cloeon simile	Ephemeroptera	157	400	4	8
Nigrobaetis niger	Ephemeroptera	20019	583	4	8
Proclleon bifidum	Ephemeroptera	158	658	3	4
Brachycercus harrisellus	Ephemeroptera	948	372	5	16
Caenis cf. beskidensis	Ephemeroptera	570	375	4	8
Caenis horaria	Ephemeroptera	156	376	3	4
Caenis luctuosa	Ephemeroptera	847	38	4	8
Caenis pseudorivulorum	Ephemeroptera	10053	377	4	8
Caenis rivulorum	Ephemeroptera	273	378	4	8
Caenis robusta	Ephemeroptera	711	379	3	4
Caenis sp.	Ephemeroptera	64	37	2	2
Ephemerella ignita	Ephemeroptera	1	443	4	8
Ephemerella notata	Ephemeroptera	302	444	3	4
Serratella ignita (doppelt s. Eph. Ignita)	Ephemeroptera	20021	250	0	0
Ephemera danica	Ephemeroptera	47	442	4	8
Ephemera vulgata	Ephemeroptera	568	81	4	8
Heptagenia flava	Ephemeroptera	86	111	5	16
Heptagenia fuscogrisea	Ephemeroptera	303	486	4	8
Heptagenia sulphurea	Ephemeroptera	88	112	4	8
Heptageniidae Gen. sp.	Ephemeroptera	51	487	3	4
Leptophlebia marginata	Ephemeroptera	701	532	4	8
Leptophlebia vespertina	Ephemeroptera	961	533	4	8
Leptophlebia sp.	Ephemeroptera	669		3	4
Paraleptophlebia cincta	Ephemeroptera	232	611	4	8
Paraleptophlebia submarginata	Ephemeroptera	233	612	4	8
Paraleptophlebia wernerii	Ephemeroptera	10086	613	4	8
Ephoron virgo	Ephemeroptera	959	82	4	8
Ephemeroptera indet.	Ephemeroptera		305	0	0
Retusa obtusa	Gastropoda		245	3	4
Assiminea grayana	Gastropoda	1202	19	3	4
Hydrobia stagnalis	Gastropoda		117	3	4
Hydrobia ulvae	Gastropoda		118	3	4
Hydrobia ventrosa	Gastropoda		502	2	2
Hydrobiidae indet.	Gastropoda		503	0	0
Potamopyrgus antipodarum (+ f. carinata)	Gastropoda	1036	226	2	2
Bithynia leachi	Gastropoda	1216	32	3	4
Bithynia tentaculata	Gastropoda	1009	33	2	2
Acroloxus lacustris	Gastropoda	1095	2	4	8
Ancylus fluviatilis	Gastropoda	1005	13	4	8

Taxon	Gruppe	DV-Nr.	lfd.#-Aeti	Eco_Werte (ungewichtet)	Gewichtete ECO_Werte wobei ECO_G = 25-(6-Eco)
Galba	Gastropoda	1103	453	3	4
Galba truncatula	Gastropoda	1020	454	3	4
Lymnaea	Gastropoda	1170	550	0	0
Lymnaea stagnalis	Gastropoda	1030	551	3	4
Lymnaeidae Gen. sp.	Gastropoda		552	3	4
Radix auricularia	Gastropoda	1084	242	4	8
Radix balthica	Gastropoda	1409	243	3	4
Radix peregra	Gastropoda	1006	244	3	4
Stagnicola corvus	Gastropoda	1233	260	3	4
Stagnicola palustris	Gastropoda	1962	261	3	4
Stagnicola sp.	Gastropoda	1963	703	3	4
Theodoxus fluviatilis	Gastropoda	1035	272	5	16
Physa fontinalis	Gastropoda	1083	203	3	4
Physella acuta	Gastropoda	1958	204	2	2
Anisus	Gastropoda	1072	351	3	4
Anisus leucostoma	Gastropoda	1038	352	3	4
Anisus spirorbis	Gastropoda	1953	353	3	4
Anisus vortex	Gastropoda	1040	14	3	4
Bathymphalus contortus	Gastropoda	1023	26	3	4
Ferrissia clessiniana	Gastropoda		449	0	0
Ferrissia wautieri	Gastropoda	1201	450	4	8
Gyraulus albus	Gastropoda	1024	103	3	4
Gyraulus crista	Gastropoda	1218	464	3	4
Gyraulus laevis	Gastropoda	1050	465	3	4
Hippeutis complanatus	Gastropoda	1051	492	3	4
Menetus dilatatus	Gastropoda	1245	555	0	0
Planorbarius corneus	Gastropoda		626	3	4
Planorbidae	Gastropoda	1082	627	0	0
Planorbis planorbis	Gastropoda	1078	215	3	4
Segmentina nitida	Gastropoda	1346	676	0	0
Valvata cristata	Gastropoda	1985	284	4	8
Valvata piscinalis	Gastropoda	1085	285	3	4
Valvata sp.	Gastropoda	1952	727	0	0
Lithoglyphus naticoides	Gastropoda	1070	142	4	8
Viviparus contectus	Gastropoda	1063	287	4	8
Viviparus viviparus	Gastropoda	1060	288	4	8
Gastropoda indet.	Gastropoda		457	0	0
Callicorixa praeusta	Heteroptera	124	380	2	2
Corixa	Heteroptera	151	406	0	0
Corixa punctata	Heteroptera	67	407	2	2
Corixidae	Heteroptera	10150	408	0	0
Corixinae	Heteroptera	658	409	0	0
Cymatia coleoprata	Heteroptera	686	417	2	2
Hesperocorixa linnaei	Heteroptera	357	488	2	2
Hesperocorixa sahlbergi	Heteroptera	10144	489	2	2
Micronecta	Heteroptera	10154	558	0	0
Micronecta minutissima	Heteroptera	450	559	2	2
Micronecta poweri	Heteroptera	10153	560	2	2
Microneta minutissima	Heteroptera	450	154	4	8
Paracorixa concinna	Heteroptera	676	610	1	1
Sigara distincta	Heteroptera	673	679	1	1
Sigara dorsalis / striata	Heteroptera	10082	680	1	1
Sigara falleni	Heteroptera	261	681	1	1

Taxon	Gruppe	DV-Nr.	lfd.#-Aeti	Eco_Werte (ungewichtet)	Gewichtete ECO_Werte wobei ECO_G = 25-(6-Eco)
Sigara fossarum	Heteroptera	672	682	1	1
Sigara iactans	Heteroptera	20209	683	1	1
Sigara lateralis	Heteroptera	10145	684	2	2
Sigara nigrolineata	Heteroptera	10147	685	2	2
Sigara scotti	Heteroptera	10148	686	2	2
Sigara semistriata	Heteroptera	10155	687	2	2
Sigara sp.	Heteroptera	145	251	1	1
Sigara striata	Heteroptera	154	688	1	1
Aquarius paludum	Heteroptera	907	356	0	0
Hydrometra stagnorum	Heteroptera	96	506	0	0
Ilyocoris cimicoides	Heteroptera	489	522	2	2
Naucoridae	Heteroptera		575	0	0
Nepa cinerea	Heteroptera	657	179	3	4
Notonecta	Heteroptera	150	586	0	0
Notonecta glauca	Heteroptera	230	587	0	0
Notonecta viridis	Heteroptera	10249	588	1	1
Plea minutissima	Heteroptera	10343	630	2	2
Heteroptera	Heteroptera		490	0	0
Dina punctata	Hirudinea	1948	424	1	1
Erpobdella	Hirudinea	1169	446	0	0
Erpobdella nigricollis	Hirudinea	1066	447	2	2
Erpobdella octoculata	Hirudinea	1000	85	1	1
Erpobdellidae	Hirudinea	1117	448	0	0
Trocheta bykowskii	Hirudinea	1447	724	0	0
Alboglossiphonia heteroclita	Hirudinea		8	2	2
Glossiphonia complanata	Hirudinea	1017	97	2	2
Glossiphonia nebulosa	Hirudinea	1334		0	0
Helobdella stagnalis	Hirudinea	1008	109	2	2
Hemiclepsis marginata	Hirudinea	1026	485	2	2
Theromyzon tessulatum	Hirudinea	1035	716	0	0
Piscicola geometra	Hirudinea	1027	205	3	4
Bougainvillia ramosa	Hydrozoa		34	3	4
Eudendriidae/Bougainvillidae	Hydrozoa		741	0	0
Laomedea calceolifera	Hydrozoa		133	3	4
Obelia longissima	Hydrozoa		186	3	4
Cordylophora caspia	Hydrozoa	5289	57	3	4
Hydra	Hydrozoa	5014	495	0	0
Hydra oligactis	Hydrozoa	5937	116	2	2
Hydridae Gen. sp.	Hydrozoa		501	0	0
Elophila nymphaeata	Lepidoptera	490	438	4	8
Sialis lutaria	Megaloptera	248	677	3	4
Sialis nigripes	Megaloptera	819	740	4	8
Sialis sp.	Megaloptera	46	678	0	0
Nematoda indet.	Nematoda		316	0	0
Nemertini indet.	Nemertea		317	0	0
Aeshna cyanea	Odonata	164	344	3	4
Calopteryx splendens	Odonata	124	39	4	8
Coenagrion pulchellum	Odonata	426	53	2	2
Coenagrionidae	Odonata	909	402	2	2
Ischnura elegans	Odonata	159	126	2	2
Pyrrhosoma nymphula	Odonata	406	665	3	4
Gomphus flavipes	Odonata	20352	101	5	16
Gomphus vulgatissimus	Odonata	405	102	5	16

Taxon	Gruppe	DV-Nr.	lfd.#-Aeti	Eco_Werte (ungewichtet)	Gewichtete ECO_Werte wobei ECO_G = 25-(6-Eco)
Ophiogomphus cecilia	Odonata	10480		5	16
Lestes sponsa	Odonata	10118	534	2	2
Lestes viridis	Odonata	867	535	4	8
Platycnemis pennipes	Odonata	101	629	4	8
Zygoptera	Odonata	381	732	2	2
Enchytraeus albidus	Oligochaeta		78	1	1
Marionina argentea	Oligochaeta	1512	151	1	1
Amphichaeta sannio	Oligochaeta		11	4	8
Paranais litoralis	Oligochaeta	5669	199	4	8
Paranais frici	Oligochaeta	5822	198	3	4
Lumbricillus lineatus	Oligochaeta	1959	143	3	4
Aulodrilus plurisetus	Oligochaeta	1356	21	2	2
Monopylephorus rubroniveus	Oligochaeta		160	4	8
Tubifex nerthus	Oligochaeta		275	5	16
Tubificoides heterochaetus	Oligochaeta		278	4	8
Akteredrilus monospermathecus	Oligochaeta		7	4	8
Citellio arenarius	Oligochaeta		51	3	4
Heterochaeta costata	Oligochaeta		113	3	4
Tubificoides benedii	Oligochaeta		277	4	8
Tubificoides pseudogaster agg.	Oligochaeta		279	3	4
Aeolosoma hemprichi	Oligochaeta	5001	3	1	1
Aeolosoma litorale	Oligochaeta	15270	4	3	4
Aeolosoma niveum	Oligochaeta	5059	341	0	0
Aeolosoma quaternarium	Oligochaeta	5009	5	2	2
Aeolosoma sp.	Oligochaeta	5991	342	0	0
Aeolosoma tenebrarum	Oligochaeta		343	0	0
Aeolosoma variegatum	Oligochaeta	5060	6	2	2
Enchytraeidae indet.	Oligochaeta		303	1	1
Enchytraeus buchholzi	Oligochaeta	1506	439	0	0
Enchytraeus buchholzi agg.	Oligochaeta		79	1	1
Enchytraeus sp.	Oligochaeta		304	0	0
Eiseniella tetraedra	Oligochaeta	1092	75	3	4
Lumbricidae	Oligochaeta	1099	549	0	0
Lumbriculus variegatus	Oligochaeta	1094	144	1	1
Rhynchelmis limosella	Oligochaeta		247	3	4
Stylodrilus heringianus	Oligochaeta	1106	264	4	8
Amphichaeta leydigii	Oligochaeta	5819	10	3	4
Arcteonais lomondi	Oligochaeta		20	3	4
Bratislavia unidentata	Oligochaeta		373	0	0
Chaetogaster diaphanus	Oligochaeta	5005	44	2	2
Chaetogaster diastrophus	Oligochaeta	5820	45	2	2
Chaetogaster setosus	Oligochaeta		46	3	4
Chaetogaster sp.	Oligochaeta		389	0	0
Dero digitata	Oligochaeta	1361	68	3	4
Homochaeta naidina	Oligochaeta	5276	493	0	0
Naididae indet.	Oligochaeta		314	0	0
Nais alpina	Oligochaeta	5952	571	0	0
Nais barbata	Oligochaeta	5002	168	1	1
Nais behningi	Oligochaeta	5285	169	2	2
Nais bretscheri	Oligochaeta	5075	170	2	2
Nais communis	Oligochaeta	5004	171	1	1
Nais elinguis	Oligochaeta	5003	172	1	1
Nais pardalis	Oligochaeta	5967	173	2	2

Taxon	Gruppe	DV-Nr.	lfd.#-Aeti	Eco_Werte (ungewichtet)	Gewichtete ECO_Werte wobei ECO_G = 25-(6-Eco)
Nais pseudobtusa	Oligochaeta	5966	174	2	2
Nais sp.	Oligochaeta		315	0	0
Nais variabilis	Oligochaeta	5184	175	1	1
Ophidonais serpentina	Oligochaeta	5186	188	3	4
Pristina aequisetata	Oligochaeta	5711	653	0	0
Pristina longiseta	Oligochaeta	5670	654	0	0
Pristinella rosea	Oligochaeta	5816	234	2	2
Pristinella sp.	Oligochaeta		655	0	0
Ripistes parasita	Oligochaeta	5944	673	0	0
Slavina appendiculata	Oligochaeta	5671	697	0	0
Specaria josinae	Oligochaeta	5968	698	0	0
Stylaria lacustris	Oligochaeta	5011	263	1	1
Uncinaiis uncinata	Oligochaeta	5829	280	3	4
Vejdovskyella intermedia	Oligochaeta	5672	286	1	1
Vjedovskyella intermedia	Oligochaeta		286	1	1
Propappus volki	Oligochaeta	1338	237	4	8
Branchiura sowerbyi	Oligochaeta	1091	35	1	1
Ilyodrilus templetoni	Oligochaeta	1336	125	2	2
Limnodrilus claparedeanus	Oligochaeta		138	3	4
Limnodrilus hoffmeisteri	Oligochaeta	1093	139	1	1
Limnodrilus profundicola	Oligochaeta	1967	140	3	4
Limnodrilus sp.	Oligochaeta		545	0	0
Limnodrilus udekemianus	Oligochaeta	1053	141	3	4
Peloscoclex ferox	Oligochaeta	1190	619	2	2
Peloscoclex multisetosus (syn. Quistadrilus m.)	Oligochaeta		200	2	2
Potamothrix bavaricus	Oligochaeta	1257	227	3	4
Potamothrix hammoniensis	Oligochaeta	1191	228	3	4
Potamothrix heuscheri	Oligochaeta	1501	229	3	4
Potamothrix moldaviensis	Oligochaeta	1192	230	3	4
Potamothrix sp.	Oligochaeta		651	0	0
Potamothrix vej dovskiyi	Oligochaeta	1502	231	2	2
Psammoryctides barbatus	Oligochaeta	1077	238	2	2
Psammoryctides sp.	Oligochaeta		659	0	0
Quistadrilus multisetosus	Oligochaeta		666	2	2
Rhyacodrilus falciformis	Oligochaeta	1290	246	3	4
Spirosperma ferox	Oligochaeta	1357	258	2	2
Tubifex	Oligochaeta	1167	725	0	0
Tubifex ignotus	Oligochaeta	1194	274	4	8
Tubifex tubifex	Oligochaeta	1087	276	3	4
Tubificidae adult indet.	Oligochaeta	1013	321	0	0
Tubificidae juv. indet.	Oligochaeta	1013	322	0	0
Tubificidae mit HB	Oligochaeta		323	0	0
Tubificidae ohne HB	Oligochaeta		324	0	0
Kokon (Oligochaeta)	Oligochaeta		312	0	0
Oligochaeta juv. indet.	Oligochaeta		318	0	0
Sisyra sp.	Planipennia		319	4	8
Leuctra nigra	Plecoptera	306	536	4	8
Leuctra spp.	Plecoptera	29		4	8
Nemoura spp.	Plecoptera	142	577	3	4
Nemoura avicularis	Plecoptera	852	578	3	4
Nemoura cinerea	Plecoptera	225	579	3	4
Isogenus nubecula	Plecoptera	398	127	5	16
Isoperla spp.	Plecoptera	139	523	4	8



Taxon	Gruppe	DV-Nr.	lfd.#-Aeti	Eco_Werte (ungewichtet)	Gewichtete ECO_Werte wobei ECO_G = 25-(6-Eco)
Isoperla grammatica	Plecoptera	110	524	5	16
Taeniopteryx nebulosa	Plecoptera	403	266	5	16
Plecoptera sp.	Plecoptera	10343	631	3	4
Phyllodoce (Anatides) maculata	Polychaeta		201	3	4
Alkmaria romijni	Polychaeta	1332	9	5	16
Arenicola marina	Polychaeta		17	3	4
Capitella capitata (spp.)	Polychaeta		40	1	1
Capitella sp. (juv.)	Polychaeta	1247	381	0	0
Heteromastus filiformis	Polychaeta		114	2	2
Microphthalmus aberrans	Polychaeta			4	8
Microphthalmus similis	Polychaeta		155	4	8
Magelona mirabilis (syn. M. papillicornis)	Polychaeta		146	4	8
Nephtys caeca	Polychaeta		180	3	4
Nephtys ciliata	Polychaeta		181	3	4
Nephtys hombergii	Polychaeta		182	3	4
Neanthes virens	Polychaeta		177	2	2
Nereis (Eunereis) longissima	Polychaeta		183	4	8
Nereis (Hediste) diversicolor	Polychaeta	1279	184	2	2
Nereis (Neanthes) succinea	Polychaeta		185	2	2
Nereis sp.	Polychaeta	1278	581	1	1
Scoloplos armiger	Polychaeta		249	1	1
Lagis koreni	Polychaeta		132	2	2
Pholoe minuta	Polychaeta			0	0
Eteone longa	Polychaeta		86	3	4
Phyllodoce (Anatides) mucosa	Polychaeta		202	3	4
Pisione remota	Polychaeta	1076	214	4	8
Bylgides sarsi	Polychaeta		36	2	2
Harmothoe (Harmothoe) imbricata	Polychaeta		107	3	4
Lepidonotus squamatus	Polychaeta	5257	134	3	4
Fabricia stellaris (syn. F. sabella)	Polychaeta		87	4	8
Manayunkia aestuarina	Polychaeta		147	5	16
Marenzelleria spp.	Polychaeta		148	2	2
Marenzelleria viridis	Polychaeta	1275	149	2	2
Marenzelleria wireni	Polychaeta	1426	150	2	2
Polydora (Boccardiella) ligerica	Polychaeta	1370	219	4	8
Polydora (Polydora) caeca	Polychaeta		220	2	2
Polydora (Polydora) ciliata	Polychaeta	1281	221	2	2
Polydora (Polydora) cornuta	Polychaeta		222	2	2
Polydora (Polydora) quadrilobata	Polychaeta		223	2	2
Pygospio elegans	Polychaeta		241	2	2
Spio filicomis	Polychaeta		257	3	4
Spionidae indet. (juvenil)	Polychaeta		701	0	0
Streblospio dekhuyzeni (syn. S. shrubsolii)	Polychaeta		262	5	16
Polychaeta indet.	Polychaeta		640	0	0
Ephydatia fluviatilis	Porifera	1088	83	2	2
Ephydatia muelleri	Porifera	1999	445	2	2
Spongilla lacustris	Porifera	1089	259	2	2
Spongillidae	Porifera	1014	702	0	0
Beraea pullata	Trichoptera	934	31	4	8
Beraeodes minutus	Trichoptera	965	366	4	8
Brachycentrus subnubilus	Trichoptera	63	371	5	16
Ecnomus tenellus	Trichoptera	104	74	3	4
Goeridae	Trichoptera	990	460	4	8

Taxon	Gruppe	DV-Nr.	lfd.#-Aeti	Eco_Werte (ungewichtet)	Gewichtete ECO_Werte wobei ECO_G = 25-(6-Eco)
Agralea multipunctata	Trichoptera	57		4	8
Hydropsyche spp.	Trichoptera	9	510	4	8
Hydropsyche angustipennis	Trichoptera	125	119	4	8
Hydropsyche bulgaromanorum	Trichoptera	956	120	4	8
Hydropsyche contubernalis	Trichoptera	877	121	4	8
Hydropsyche incognita	Trichoptera	10370	511	4	8
Hydropsyche pellucidula	Trichoptera	115	512	4	8
Hydroptila cf. sparsa	Trichoptera	75	513	3	4
Hydroptila sp.	Trichoptera	331	122	3	4
Ithytrichia lamellaris	Trichoptera	714	525	4	8
Lepidostoma hirtum	Trichoptera	207	530	4	8
Athripsodes aterrimus	Trichoptera	209	359	3	4
Athripsodes cf. albifrons	Trichoptera	937		3	4
Ceraclea spp.	Trichoptera	487	383	4	8
Ceraclea dissimilis	Trichoptera	793	384	4	8
Leptoceridae	Trichoptera	378	531	3	4
Mystacides spp.	Trichoptera	362	568	3	4
Mystacides azurea	Trichoptera	451	569	3	4
Mystacides longicornis	Trichoptera	781	166	3	4
Mystacides nigra	Trichoptera	818	570	3	4
Oecetis lacustris	Trichoptera	614	187	4	8
Oecetis ochracea	Trichoptera	786	591	4	8
Triaenodes bicolor	Trichoptera	557	273	3	4
Ylodes simulans	Trichoptera	10383	737	4	8
Ylodes sp.	Trichoptera	10382	738	3	4
Anabolia furcata	Trichoptera	677	347	4	8
Anabolia nervosa	Trichoptera	14	12	4	8
Glyptotaelius pellucidus	Trichoptera	483	458	4	8
Halesus spp.	Trichoptera	15	468	3	4
Halesus digitatus	Trichoptera	136	469	4	8
Limnephilidae	Trichoptera	126	537	3	4
Limnephilus	Trichoptera	148	538	3	4
Limnephilus decipiens	Trichoptera	862	539	3	4
Limnephilus flavicornis	Trichoptera	219	137	3	4
Limnephilus lunatus	Trichoptera	220	540	3	4
Limnephilus marmoratus	Trichoptera	329	541	3	4
Limnephilus rhombicus	Trichoptera	127	542	3	4
Molanna	Trichoptera	559	565	4	8
Molanna angustata	Trichoptera	506	566	4	8
Phryganea bipunctata	Trichoptera	715	622	4	8
Phryganea grandis	Trichoptera	459	623	4	8
Cyrnus trimaculatus	Trichoptera	69	418	3	4
Neureclepsis bimaculata	Trichoptera	453	582	4	8
Polycentropodidae Gen. sp.	Trichoptera	368	635	2	2
Polycentropus	Trichoptera	369	636	2	2
Polycentropus flavomaculatus	Trichoptera	12	637	3	4
Polycentropus irroratus	Trichoptera	971	638	4	8
Polycentropus trimaculatus	Trichoptera	369	639	3	4
Lype phaeopa	Trichoptera	787	553	4	8
Tinodes cf. waeneri	Trichoptera			3	4
Oxyethira	Trichoptera	525	598	4	8
Ptilocolepus granulatus	Trichoptera	462	664	4	8
Trichoptera indet.	Trichoptera		320	3	4

Taxon	Gruppe	DV-Nr.	lfd.#-Aeti	Eco_Werte (ungewichtet)	Gewichtete ECO_Werte wobei ECO_G = 25-(6-Eco)
Dendrocoelum lacteum	Turbellaria	1007	67	2	2
Dugesia lugubris	Turbellaria	1090	72	2	2
Dugesia sp.	Turbellaria	1946	739	0	0
Dugesia tigrina	Turbellaria	1104	73	1	1
Polycelis nigra / tenuis	Turbellaria	1122	633	2	2
Polycelis tenuis	Turbellaria	1015	634	2	2
Turbellaria indet.	Turbellaria		325	0	0

## Anhang 2\_Test-Bewertungsergebnisse tideoffene Marschengewässer nach AeTV

Gewässer	MS	Abkürzung	Referenz	Jahr	Aeti-eingestuft	Gesamt-taxazahl-Aeti	Aeti-Wert	Mittlere Artenzahl	Fishers-Div	Gesamtbewertung
Aper Tief		AT_Aur	Bog-Aurich	1987-199						
Aper Tief	Gesamt_Brake	AT-Br_ges	Bog-Brake	1987-1998	37	38	4,17	16,7	6,94	unbefriedigend - Tendenz mäßig
Aper Tief	Str. Apen - Godensholt	AT-Br 2	Bog-Brake	1992-1998	18	19	4,00	19,0	5,37	unbefriedigend
Aper Tief	Vreschen-Bokel	AT-Br 3	Bog-Brake	1987-1998	8	9	4,45	9,0	3,19	schlecht - Tendenz unbefriedigend
Aper Tief	Hengstforde	AT-Br 1	Bog-Brake	1987-1998	24	25	4,21	25,0	3,66	unbefriedigend
Aschwardener Flutgraben		ASF_Ver-04	Bog-Verden	2004						
Aue	Bauernhöhe	Aue-Br 1	Bog-Brake	1987-1995	26	27	3,88	27,0	6,20	unbefriedigend - Tendenz mäßig
Aue	Hemeler	Aue-Br 2	Bog-Brake	1987-1995	20	22	4,16	22,0	4,81	schlecht - Tendenz unbefriedigend
Aue	Klempbusch	Aue-Br 3	Bog-Brake	1992-2000	21	22	3,66	22,0	4,77	unbefriedigend
Aue	Lohorst	Aue-Br 4	Bog-Brake	1986-2000	36	38	3,89	38,0	7,37	
Aue	Osterende	Aue-Br 5	Bog-Brake	1987-1995						
Aue	Weserscheps	Aue-Br 6	Bog-Brake	1987-1995						
Aue	Gesamt 6 MS	Aue-Br gesamt	Bog-Brake	1987-2000	46	48	3,89	24,0	9,43	unbefriedigend - Tendenz mäßig
Aue	Klembusch	AUE-K_MG07	NLWKN_Brake	2007	18	23	3,40	23,0	2,26	unbefriedigend
Aue	Lohorst	AUE-L_MG07	NLWKN_Brake	2007		20	3,26	20,0	1,40	unbefriedigend
Aue	Klembusch+Lohorst	AUE-Klem_Loh_MG07	NLWKN_Brake	2007	22	29	3,40	10,0	2,67	unbefriedigend
Augustfehnkanal	Augustfehn	AFK-Br	Bog-Brake	1986-1998	24	25	4,20	25,0	3,66	schlecht - Tendenz unbefriedigend
Barssele Tief		BT_Aur	Bog-Aurich	1987-1999	13	15	4,48	7,2	1,96	schlecht
Barssele Tief	Str. Godensholt - Barßel	BT-Br	Bog-Brake	1986-1995	19	20	3,59	20,0	3,94	unbefriedigend
Barssele Tief		BT-MG07	NLWKN_Brake	2007	21	33	3,56	7,5	2,57	unbefriedigend
Bützflether Süderelbe		Bsü-MG07	NLWKN_Brake	2007	16	20	3,13	7,3	1,64	unbefriedigend
Delme	Schwarzer Stau (Tidebereich)	D-Br	Bog-Brake	1994						
Delme	Hasbergen	DEL_G (nur Greifer)	KIEL	2004	6	10	2,21	5,0	0,56	mäßig - Tendenz unbefriedigend
Delme	Hasbergen	DEL-H 04	KIEL	2004	24	35	3,08	17,5	3,62	unbefriedigend
Eider	Standort E1	E1_Multimethod	HAGGE	2002/03	29	38	3,05	19,0	3,89	unbefriedigend
Eider	Standort E2	E2_Multimethod	HAGGE	2002/03	28	39	2,40	19,5	3,38	mäßig
Eider	Standorte E1 & E2	Eider_ges	HAGGE	2002/03	44	58	2,66	29,0	5,93	mäßig
Ems	Papenburg	EP_Aur	Bog-Aurich	1987-1999						
Ems	Weener	EW_Aur	Bog-Aurich	1987-1999						
Este	Hope	Este07	Stade_NLWKN	2007	15	26	3,16	26,0	6,87	unbefriedigend- Tendenz mäßig
Geeste	Bremerhaven	Ge_St02	Bioconsult	2002						
Geeste	Bremerhaven	Ge_Ha02	Bioconsult	2002						
Geeste	Bremerhaven	Geeste St07	Bioconsult	2007						
Geeste	Bremerhaven	Ge_Ha07	Bioconsult	2007						
Geeste	Bremerhaven	GE-MG07	NLWKN_Brake	2007	16	24	2,04	6,4	1,31	mäßig - Tendenz unbefriedigend
Godensholter Tief	Godensholt	GT-Br 1	Bog-Brake	1987-1995						
Große Norderbäke	Apen	GN-Br 1	Bog-Brake	1986-1995						
Große Norderbäke	Klampe	GN-Br 2	Bog-Brake	1987-1995						
Große Süderbäke	Espem _419	GS-Br 1	Bog-Brake	1987-2000						
Große Süderbäke	Espem _462	GS-Br 2	Bog-Brake	1987						
Hauptfehnkanal		HFK_Aur	Bog-Aurich	1987-1999						
Hunte	Reithörne	HU-Br	Bog-Brake	1992-2000						
Hunte	Reithörne	HU-MG07	NLWKN_Brake	2007		34	2,76	10,8		mäßig - Tendenz unbefriedigend
Jümme	Nortmoor	JN_Aur	Bog-Aurich	1987-1999						
Jümme		JÜ-MG07	NLWKN_Brake	2007	11	17	3,33	6,0	1,11	unbefriedigend
Jümme	Velde	JW_Aur	Bog-Aurich	1987-1999						
Krückkau	K1	Krü 1- Multimethod	HAGGE	2002/03	48	64	3,35	32,0	5,22	unbefriedigend- Tendenz mäßig
Krückkau	K2	Krü 2- Multimethod	HAGGE	2002/03	42	54	3,16	27,0	4,25	unbefriedigend- Tendenz mäßig
Krückkau	K3	Krü 3- Multimethod	HAGGE	2002/03	34	45	3,32	22,5	3,53	unbefriedigend- Tendenz mäßig
Krückkau	K4	Krü 4- Multimethod	HAGGE	2002/03	41	46	3,21	23,0	4,10	unbefriedigend- Tendenz mäßig
Krückkau	Standorte K1-K4	Krü02/03_ges	HAGGE	2002/03	68	84	3,26	51,3	6,97	mäßig
Leda	Amdorf	LA_Aur	Bog-Aurich	1987-1999						
Leda	Amdorf	LE-A 03	KIEL	2003						
Leda	Amdorf	LE-A 04	KIEL	2004	23	38	3,72	33,0	5,72	unbefriedigend- Tendenz mäßig
Leda	Amdorf	Le-A_G	KIEL	2003/04						
Leda	Leer	LE-L 03	KIEL	2003						
Leda	Leer	LE-L 04	KIEL	2004	16	27	3,61	16,5	4,66	unbefriedigend- Tendenz mäßig
Leda	Leer	Le-L-G	KIEL	2003/04						
Leda	Potshausen	LE-P 03	KIEL	2003						
Leda	Potshausen	LE-P 04	KIEL	2004	33	45	3,75	28,5	8,37	unbefriedigend- Tendenz mäßig
Leda	Potshausen	Le-P_G	KIEL	2003/04						
Leda	gesamt	Leda04	KIEL	2003/04	37	58	3,70	22,3	8,39	unbefriedigend- Tendenz mäßig
Leda	Leer	LL_Aur	Bog-Aurich	1987-1999						
Leda	Potshausen	LP_Aur	Bog-Aurich	1987-1999						
Leda	Witshausen	LW_Aur	Bog-Aurich	1987-1999						
Leda	gesamt		Bog-Aurich	1987-1999	24	27	4,19	5,1	3,16	schlecht - Tendenz unbefriedigend
Lethe	Tungelner Marsch	L-Br	Bog-Brake	1987-1995						

Gewässer	MS	Abkürzung	Referenz	Jahr	Aeti-eingestuft	Gesamt-taxazahl-Aeti	Aeti-Wert	Mittlere Artenzahl	Fishers-Div	Gesamtbewertung
Lühe		Lü07	Stade_NLWKN	2007	31	44	3,03	44,0	3,80	unbefriedigend- Tendenz mäßig
Nordgeorgsfehnkanal		NGF_Aur	Bog-Aurich	1987-1999						
Ochtum	Sperwerk	O-Br	Bog-Brake	1998-2000						
Ochtum	Sperwerk	Oc-S 04	KIEL	2004	22	33	3,44	16,5	3,94	unbefriedigend
Ochtum	Sperwerk	Oc-S_G	KIEL	2004						
Ochtum	Sperwerk	OS-MG07	NLWKN_Brake	2007	27	38	2,83	11,5	2,38	mäßig - Tendenz unbefriedigend
Ollenbäke	Heisingen	OB-Br	Bog-Brake	1986-2000						
Oste	Hof-Schönau	Os-HS 04	KIEL	2004	14	22	3,31	11,0	2,39	mäßig - Tendenz unbefriedigend
Oste	Mühlenwisch	Os-M 04	KIEL	2004	15	19	2,61	9,5	2,91	mäßig - Tendenz unbefriedigend
Oste	Oberndorf	Os-O 04	KIEL	2004	12	16	2,41	8,0	2,65	mäßig - Tendenz unbefriedigend
Oste	gesamt	Oste04	KIEL	2004	24	33	2,75	25,3	4,29	mäßig
Oste	Oberndorf	OsteA07	Stade_NLWKN	2007	5	9	3,06	9,0	0,57	unbefriedigend- Tendenz schlecht
Oste	Mühlenwisch	OsteB07	Stade_NLWKN	2007	6	7	2,90	7,0	0,98	unbefriedigend- Tendenz schlecht
Oste	Obernd/Mühlenwisch	Oste-H_G	Stade_NLWKN	2007	8	13	3,03	13,0	1,05	mäßig - Tendenz unbefriedigend
Oste	Hof-Schönau	Oste-M_G	KIEL	2004						
Oste	Mühlenwisch	Oste-O_G	KIEL	2004						
Oste	Oberndorf	Pin-DN	KIEL	2004						
Pinnau	Standort P1	P 1- Multimethod	HAGGE	2002/03	41	58	3,37	29,0	4,74	unbefriedigend- Tendenz mäßig
Pinnau	Standort P2	P 2- Multimethod	HAGGE	2002/03	38	49	3,35	24,5		unbefriedigend- Tendenz mäßig
Pinnau	Standort P3	P 3- Multimethod	HAGGE	2002/03	37	48	3,19	24,0	4,34	unbefriedigend- Tendenz mäßig
Pinnau	Standort P4	P 4- Multimethod	HAGGE	2002/03	46	61	3,03	30,5	6,05	mäßig
Pinnau	Standorte P1-P4	Pinnau_ges	HAGGE	2002/03	75	82	3,23	54,0	7,34	mäßig
Ruthenstrom		Ruthenst_MG07	NLWKN_Brake	2007	17	29	2,69	14,4	1,96	mäßig
Sagter Ems	Osterhausen	SE-O 03/04	KIEL	2003/04	33	49	3,86	32,0	7,80	mäßig
Sagter Ems	Osterhausen	SEO_Aur	Bog-Aurich	1987-1999						
Sagter Ems	Osterhausen	SE-O_G	KIEL							
Sagter Ems	Osterhausen	SE-R 03/04	KIEL	2003/04	39	60	3,73	37,0	8,08	unbefriedigend- Tendenz mäßig
Sagter Ems	Ramsloh	SE-R 04	KIEL	2003						
Sagter Ems	Ramsloh	SER_Aur	KIEL	2004						
Sagter Ems	gesamt	Sag_Ems-ges	KIEL	2003/04	48	69	3,79	34,5	9,42	mäßig
Sagter Ems	gesamt	Sag_Ems-ges nur Greifer	KIEL	2003/04	23	37	3,67	9,6	2,74	unbefriedigend
Sagter Ems	Ramsloh	SE-R_G	Bog-Aurich	1987-1999						
Sagter Ems	Ramsloh		KIEL	2003/04						
Sagter Ems	Scharrel		Bog-Aurich	1987-1999						
Schwinge	Wührden	SE-O 03	Stade_NLWKN	2007	14	20	3,39	20,0	1,83	unbefriedigend- Tendenz mäßig
Stör	Wittenbergen	ST2_03	Lanu_SH	2002						
Stör	Wittenbergen	ST3_02	Lanu_SH	2003						
Stör	Breitenberg	ST3_03	Lanu_SH	2002						
Stör	Breitenberg	Stör-DN	Lanu_SH	2003						
Stör	gesamt	Stör-G	Lanu_SH	2002/03	38	40	2,72	14,1	7,19	mäßig
Stör	Wittenbergen_ges	Stör 2_02/03	Lanu_SH	2002/03	28	31	2,45	14,5	6,13	mäßig
Stör	Breitenberg_ges	Stör 3_02/03	Lanu_SH	2002/03	28	31	3,31	13,4	5,96	unbefriedigend - Tendenz mäßig
Stör	St 1	Stör 1 -2 sp	HAGGE	2002/03	57	70	2,75	35,0	4,96	mäßig
Stör	St 2	Stör 2 -2 sp	HAGGE	2002/03	34	45	3,27	22,5	4,22	unbefriedigend - Tendenz mäßig
Stör	St 3	Stör 3 -2 sp	HAGGE	2002/03	17	25	2,79	12,5	1,79	mäßig
Stör	St 4	Stör 4 -2 sp	HAGGE	2002/03	35	40	2,81	20,0	4,17	mäßig
Stör	Standorte S1-S4	Stör 02/03_ges	HAGGE	2002/03	68	82	2,86	45,0	6,36	mäßig - Tendenz gut
Südgeorgsfehnkanal		SFG-MG07	NLWKN_Brake	2007	16	25	3,34	8,1	1,56	unbefriedigend
Südgeorgsfehnkanal		SGF_Aur	Bog-Aurich	1987-1999	10	12	4,33	12,0	1,97	schlecht
Varreler Bäke	Uhlenbrok	V-Br	Bog-Brake	1987-1996						
Varreler Bäke		VB-MG07	NLWKN_Brake	2007	32	44	3,08	10,4	3,96	unbefriedigend
Vehne	Deyekamp	Wör-L-Ver-86	Bog-Brake	1986-2000						
Wedeler Aue		WA-MG07	NLWKN_Brake	2007	40	49	3,08		4,07	unbefriedigend
Wischafener Süderelbe			Stade_NLWKN	2007	10	15	3,43	15,0	1,29	unbefriedigend
Wörpe	Lilienthal	W6-Ver-00	Bog-Verden	1986						
Wörpe	Lilienthal	WS07	Bog-Verden	1994						
Wörpe			Bog-Verden	2000						
Wümme	Borgfeld (3 MS)	Wü-Bo_Sub 00	Crueger	2000	26	31	3,56	19,3	4,42	unbefriedigend
Wümme	Borgfeld	WÜ_Bo 00	Crueger	2000						
Wümme	Höftdeich	Wü-H04	KIEL	2004	27	38	3,24	19,0	4,91	unbefriedigend
Wümme	Höftdeich	Wü-H_G	KIEL	2007						
Wümme	Katrepel	Wü-K 04	KIEL	2004	22	32	3,29	16,0	4,76	unbefriedigend
Wümme	Katrepel	Wü-K_G	KIEL	2004						
Wümme	gesamt	Wü04	KIEL	2004	34	47	3,26	35,0	7,13	mäßig
Wümme	gesamt	Wü04_nur Greifer	KIEL	2004	13	21	3,64	10,5	1,46	unbefriedigend
Wümme	Südam		Bog-Verden	1986						
Wümme	Truperdeich		Bog-Verden	2000						
Wümme	gesamt		Bog-Verden	1986-2002	11	12	3,95	4,0	2,22	
Wümme	Borgfeld, Tidetümpel	Wü-Bo_TT 00	Crueger	2000						
Wümme	Höftdeich		Bog-Verden	2002						
Wümme	Borgfeld	Wü-Bo MG07	NLWKN_Brake	2007	19	32	2,53	6,0	2,12	mäßig - Tendenz unbefriedigend

## Anhang 3\_ weitere Ergebnisse der multivariaten Analysen

Alle Daten

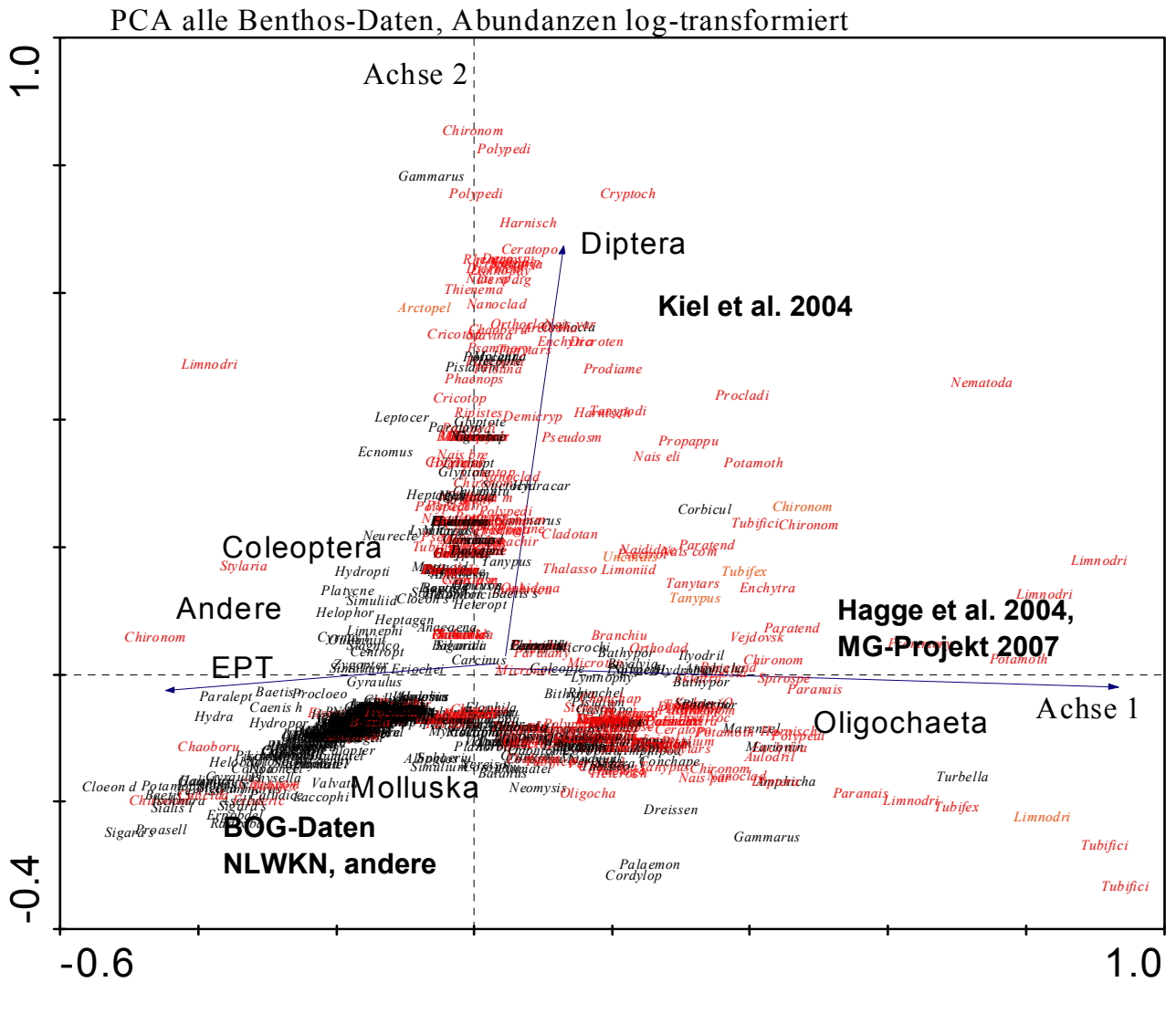
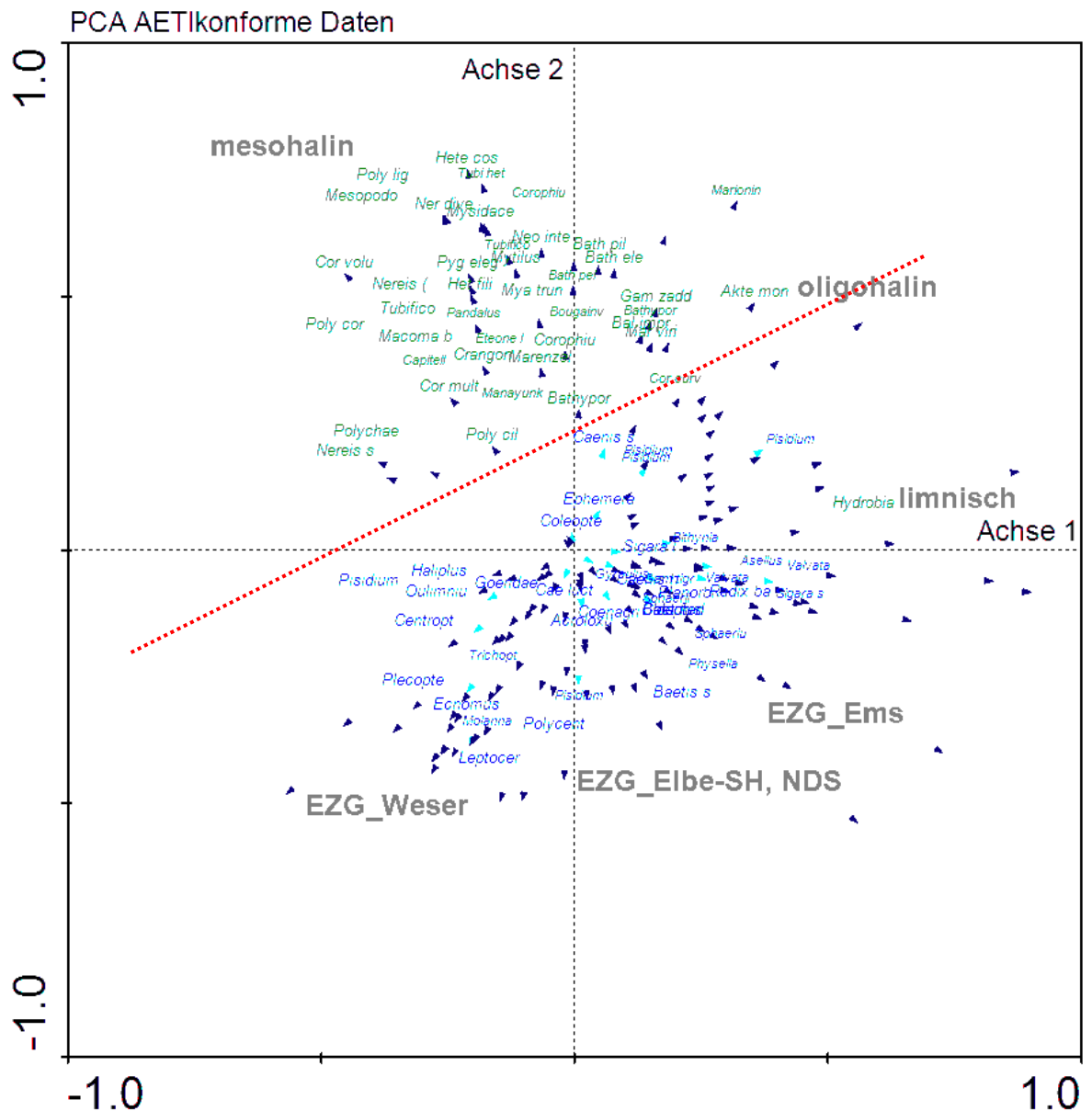


Abb. 40: Ordinationsdiagramm der Hauptkomponentenanalyse auf der Grundlage aller Benthosdaten aus tideoffenen Marschengewässern 1986 – 2007. Nur Taxa vgl. Ordination Kap. 4.1

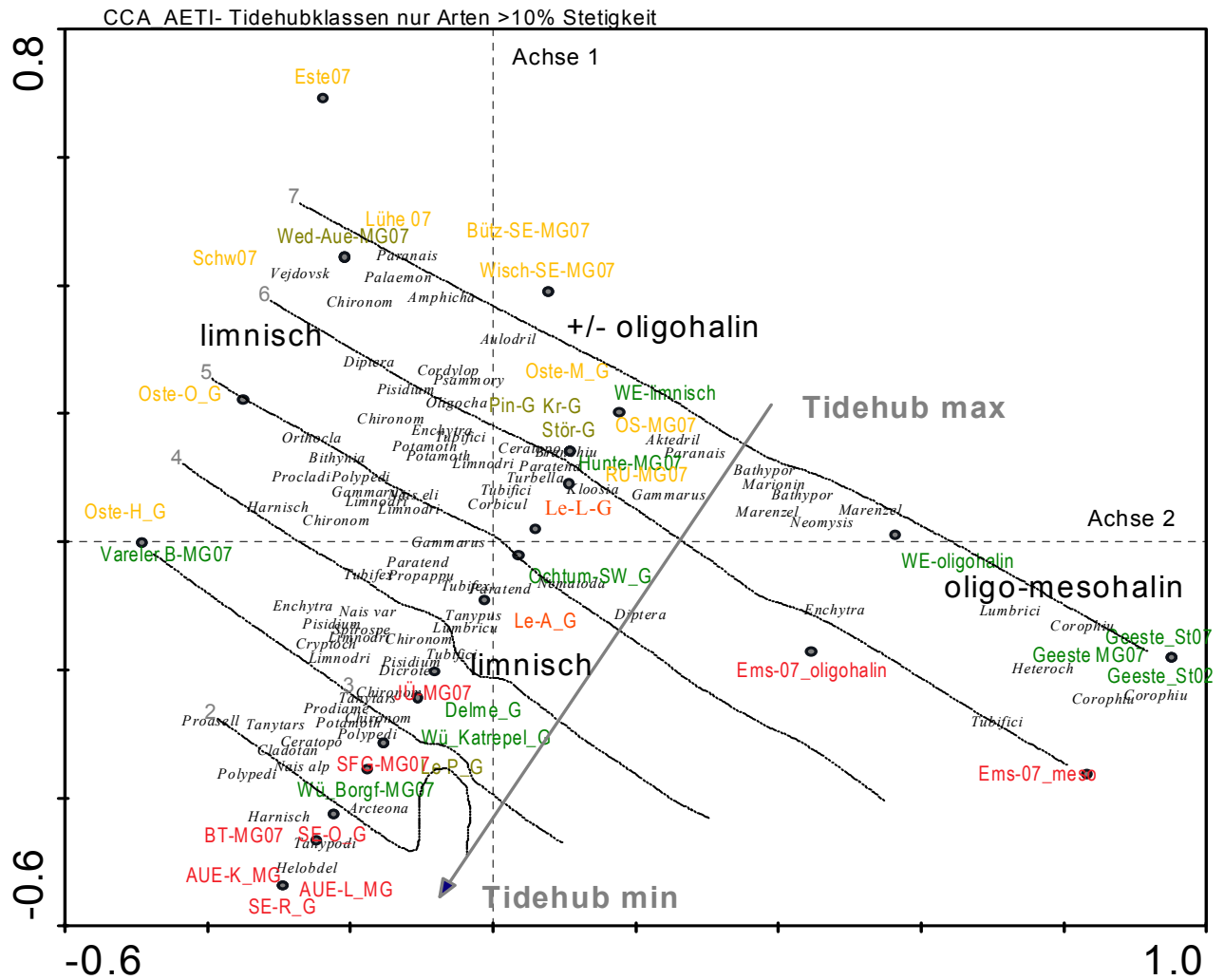
Zusammenfassung PCA: Eigenvalues 1 & 2 Achse (Kumuliert) = 0.089, Erklärungswert Varianz der Taxa: 1 & 2. Achse (kumuliert) = 28.1%. Rot Oligochaeta und Diptera-Taxa, schwarz übriges Benthos; EPT = Eintags-, Steinfliegen-, Köcherfliegen.

AeTV-konforme Daten



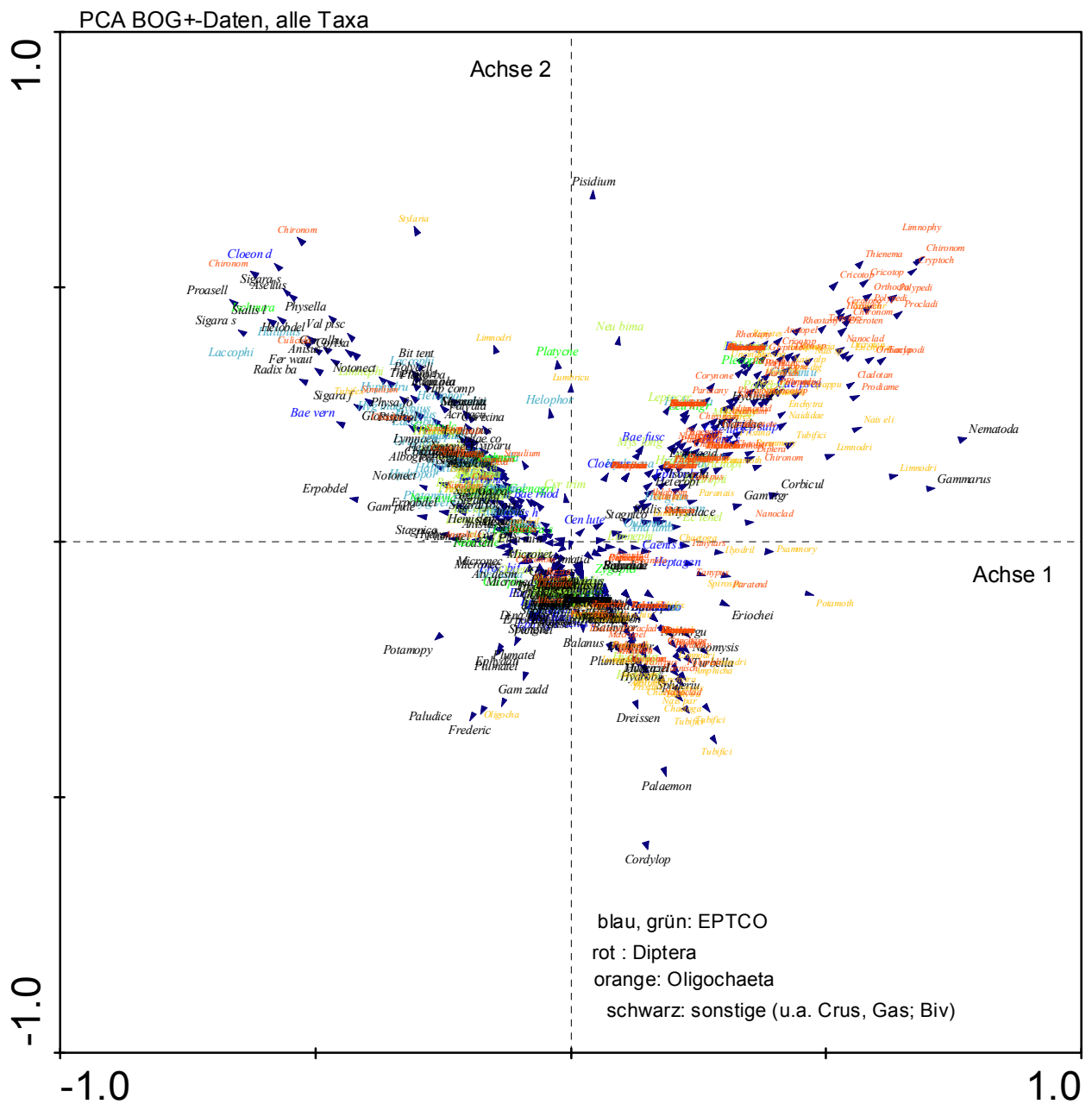
**Abb. 41:** Ordinationsdiagramm (nur Taxa, ohne Oligochaeta, Diptera) der Hauptkomponentenanalyse auf der Grundlage von Benthosdaten aus tideoffenen Marschengewässern 2004 – 2007, ausschließlich AeTV-konforme Weichbodenproben. Zusammenfassung PCA: Eigenvalues 1 & 2 Achse (Kumuliert) = 0.118, Erklärungswert Varianz der Taxa: 1 & 2 . Achse (kumuliert) = 28%. Grün marine bzw. euryhaline Taxa (Crustacea, Polychaeta), blau: limnische ( Eintags-, Köcherfliegen, Schnecken, Muscheln, Crustacea, sonstige)





**Abb. 42:** Ordinationsdiagramm (nur Taxa mit einer Nachweishäufigkeit von >10% bei  $N_{\text{Datensätze}} = 38$  aus 26 Gewässern) der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) auf der Grundlage von Benthosdaten aus tideoffenen Marschengewässern 2004 – 2007, ausschließlich AeTV-konforme Weichbodenproben vor dem Hintergrund der Tidehubklassen (1 – 7). Zusammenfassung CCA: Eigenvalues 1 & 2 Achse = 0.392 bzw. 0.191, Erklärungswert Taxa-Umwelt-Beziehung: 1 & 2. Achse (kumuliert) = 67%. Monte Carlo Test  $P < 0.002$ . Rot = Gewässer des Ems-EZG, Grün = Gewässer des Weser-EZG, Orange, gelb-grün = Gewässer des Elbe-EZG (NDS bzw. SH).

BOG-konforme Daten



**Abb. 43:** Ordinationsdiagramm (nur Taxa) der Hauptkomponentenanalyse (PCA) auf der Grundlage von Benthosdaten aus tideoffenen Marschengewässern 2004 – 2007, ausschließlich BOG+-Daten ( $N_{\text{Datensätze}} = 85$  aus 29 Gewässern). Zusammenfassung PCA: Eigenvalues 1 & 2 Achse Eigenvalues 1 & 2 Achse = 0.171 bzw. 0.117, Erklärungswert Varianz der Taxa: 1 & 2. Achse (kumuliert) = 29 %. Rot: Diptera; orange: Oligochaeta; blau, grün: Eintags-, Köcher-, Steinfliegen, Wasserkäfer, Libellen; schwarz: Crustacea, Schnecken, Muscheln u.a.

## Anhang 4\_ Referenzlisten Taxagruppen

**Tab. 27:** Spezies der Großtaxa Bivalvia & Gastropoda deren Vorkommen den ‚sehr guten ökologischen Zustand‘ reflektieren. Grün hervorgehoben: nach Speth & Brinkmann 2003 nicht für Marschengewässer aufgeführt, die zur Ableitung des sehr guten ökologischen Zustands für tideoffene Marschengewässer derzeit nicht berücksichtigt sind. Rheo = fließgewässertypisch; Fein = Feinsediment; Rithr = Rithral; Pot = Potamal. \*HINWEIS: *Unio, Anodonta und Pisidium* bei Speth & Brink (2003) z.T. weiter taxonomisch differenziert.

Art	Gruppe	Substrat	Zonierung	Strömung
Anodonta spp.	Bivalvia	Fein	Potamal	indifferent
<i>Congeria leucophaeata</i>	Bivalvia	Hartsubstrat	Potamal	indifferent
<i>Dreissena polymorpha</i>	Bivalvia	Hartsubstrat	Potamal	indifferent
<i>Pisidium amnicum</i>	Bivalvia	Fein	Rithr-Pot	indifferent
<i>Pisidium henslowanum</i>	Bivalvia	Fein	Potamal	indifferent
<i>Pisidium</i> spp.	Bivalvia	Fein	Potamal	indifferent
<i>Pisidium supinum</i>	Bivalvia	Fein	Potamal	indifferent
<i>Pseudanodonta complanata</i>	Bivalvia	Fein	Potamal	indifferent
<i>Sphaerium corneum</i>	Bivalvia	Fein	Potamal	indifferent
<i>Sphaerium rivicola</i>	Bivalvia	Fein	Potamal	indifferent
<i>Sphaerium solidum</i>	Bivalvia	Fein	Potamal	indifferent
<i>Unio crassus</i>	Bivalvia	f, Kies	Rithr-Pot	rheo
<i>Unio</i> spp	Bivalvia	Fein	Potamal	indifferent
<i>Acroloxus lacustris</i>	Gastropoda	Hartsubstrat, Phytal	Potamal	indifferent
<i>Ancylus fluviatilis</i>	Gastropoda	Hartsubstrat, Phytal	Potamal	indifferent
<i>Anisus vortex</i>	Gastropoda	Phytal	Indifferent - Potamal	indifferent
<i>Bithynia leachi</i>	Gastropoda	Phytal	Indifferent - Potamal	indifferent
<i>Bithynia tentaculata</i>	Gastropoda	Phytal	Indifferent - Potamal	indifferent
<i>Gyraulus albus</i>	Gastropoda	Fein, Phytal	Indifferent - Potamal	indifferent
<i>Physa fontinalis</i>	Gastropoda	Phytal	Indifferent - Potamal	indifferent
<i>Radix balthica</i>	Gastropoda	Phytal	Indifferent - Potamal	indifferent
<i>Valvata piscinalis</i>	Gastropoda	Fein	Indifferent - Potamal	indifferent
<i>Viviparus viviparus</i>	Gastropoda	Fein	Potamal	indifferent

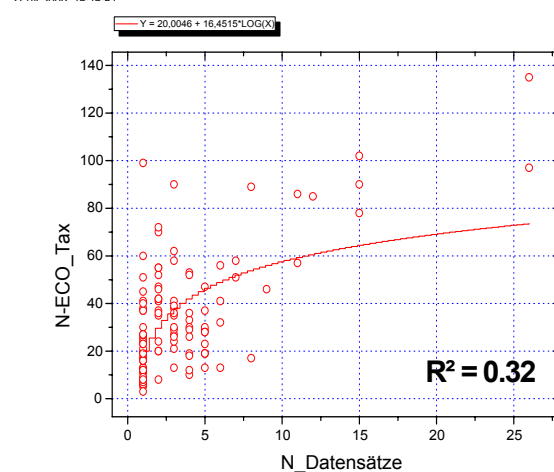
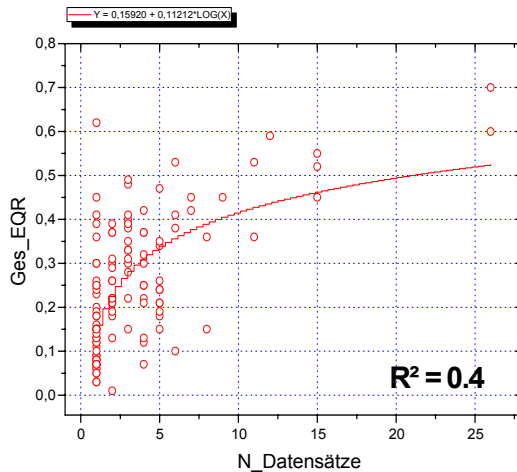
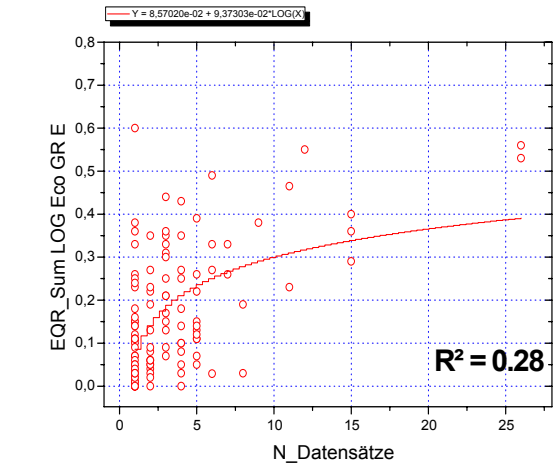
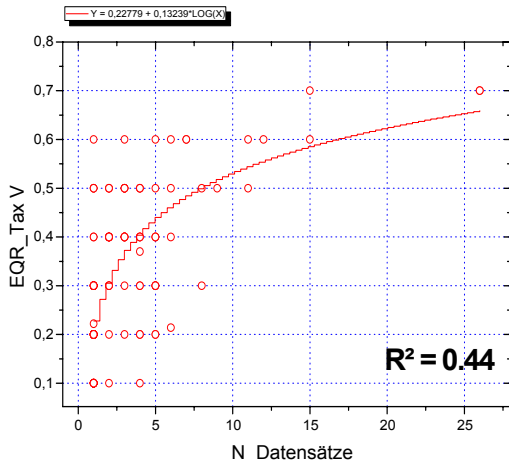
**Tab. 28:** Spezies der Großtaxa Coleoptera & Odonata deren Vorkommen den ‚sehr guten ökologischen Zustand‘ reflektieren. Grün hervorgehoben: nach Speth & Brinkmann 2003 nicht für Marschengewässer aufgeführt, die zur Ableitung des sehr guten ökologischen Zustands für tideoffene Marschengewässer derzeit nicht berücksichtigt sind. Rheo = fließgewässertypisch; Fein = Feinsediment; Rithr = Rithral; Pot = Potamal. \*HINWEIS: *Coleoptera (Gyrinus)* bei Speth & Brink (2003) z.T. weiter taxonomisch differenziert.

Art	Gruppe	Substrat	Zonierung	Strömung
<i>Orectochilus villosus</i>	Coleoptera	Phytal	Rithr-Pot	rheo
<i>Platambus maculatus</i>	Coleoptera	Phytal	Rithr-Pot	rheo
<i>Oulimnius tuberculatus</i>	Coleoptera	Sand, Phytal	Rithr-Pot	rheo
<i>Stictotarsus duodecimpustulatus</i>	Coleoptera	Fein, Phytal	Rithr-Pot	rheo
<i>Haliplus lineatocollis</i>	Coleoptera	Phytal	Rithr-Pot	indifferent
<i>Nebriporus elegans</i>	Coleoptera	Phytal	Rithr-Pot	rheo
<i>Limnius volckmari</i>	Coleoptera	Phytal	Rithr-Pot	rheo
<i>Haliplus fluviatilis</i>	Coleoptera	Phytal	Potamal	indifferent
<i>Elmis</i> sp.	Coleoptera	Phytal	Rithr-Pot	rheo
<i>Gyrinus</i> sp.	Coleoptera	Phytal	Potamal	indifferent
<i>Calopteryx splendens</i>	Odonata	Phytal	Rithr-Pot	rheo
<i>Gomphus vulgatissimus</i>	Odonata	Fein	Potamal	rheo
<i>Ophiogomphus cecilia</i>	Odonata	Fein	Rithr-Pot	rheo
<i>Lestes viridis</i>	Odonata	Phytal	Potamal	indifferent
<i>Platycnemis pennipes</i>	Odonata	Phytal	Potamal	indifferent

**Tab. 29:** Spezies der Großtaxa Diptera & Oligochaeta deren Vorkommen in tideoffenen Marschengewässer typisch ist, die aber zur Indizierung des guten Zustandes nicht zwingend vorhanden sein müssen. Grün hervorgehoben: nach Speth & Brinkmann 2003 nicht für Marschengewässer aufgeführt, die zur Ableitung des sehr guten ökologischen Zustands für tideoffene Marschengewässer derzeit nicht berücksichtigt sind. Rheo = fließgewässertypisch; Fein = Feinsediment; Rithr = Rithral; Pot = Potamal.

Art	Gruppe	Substrat	Zonierung	Strömung
Atherix ibis	Diptera	Kies	Rithr-Pot	rheo
Brillia flavifrons	Diptera			
Cryptochironomus rostratus	Diptera	Fein, Sand	Rithr-Pot	rheo
Cryptochironomus obreptans/sublic	Diptera	Fein	Potamal	indifferent
Demicryptochironomus vulneratus	Diptera	Fein, Sand	Potamal	indifferent
Dicranota spp	Diptera			
Eleophila	Diptera			
Glypodendipes barbipes	Diptera	Kies	Potamal	indifferent
Ibisia marginata	Diptera		Potamal	rheo
Kloosia pusilla	Diptera	Fein, Sand	Potamal	rheo
Odontomesa fulva	Diptera		Rithr-Pot	rheo
Paratanytarsus dissimilis agg.	Diptera		Potamal	
Paratendipes intermedius	Diptera	Fein, Sand	Potamal	rheo
Polypedilum scalaenum	Diptera	Fein, Sand	Potamal	indifferent
Psectrotanypus varius	Diptera		Potamal	indifferent
Simuliidae	Diptera	Hartsubstrat	Rithr-Pot	rheo
Stempellinella sp.	Diptera		Potamal	
Tanypus punctipennis	Diptera		Potamal	rheo
Propappus volki	Oligochaeta	Sand	potamal	rheo
Potamoithrix moldaviensis	Oligochaeta	Fein	Potamal	indifferent
Limnodrilus claparedeanus	Oligochaeta	Fein	Potamal	indifferent
Limnodrilus profundicola	Oligochaeta	Fein	Potamal	indifferent
Limnodrilus udekemianus	Oligochaeta	Fein	Potamal	indifferent
Tubifex tubifex	Oligochaeta	Fein	Potamal	indifferent
Potamoithrix hammoniensis	Oligochaeta	Fein	Potamal	indifferent
Tubifex ignotus	Oligochaeta	Fein	Potamal	indifferent
Chaetogaster setosus	Oligochaeta	Fein	Potamal	indifferent
Uncinails uncinata	Oligochaeta	Fein	Potamal	indifferent
Tubifex nerthus	Oligochaeta	Fein	Potamal	indifferent
Eiseniella tetraedra	Oligochaeta	Fein	Potamal	indifferent
Aktedrilus monospermathecus	Oligochaeta	Sand	Potamal	indifferent
Stylodrilus heringianus	Oligochaeta			rheo
Psammoryctides barbatus	Oligochaeta	Sand	Potamal	indifferent

## Anhang 5 – Zusammenhang Anzahl Probenahmen und Ergebnissen



27.04.2009 16:19:37

28.04.2009 19:08:10

**Abb. 44:** Abhängigkeit der Bewertungsergebnisse von der Anzahl Datensätze. Berechnet mit einer vorläufigen Version des Bewertungsansatz TOM (aktuelle Anpassungen noch nicht erfolgt). EQR\_Tax V = Teilergebnis ,Taxonomische Vollständigkeit (TAV); EQR\_ECO = Teilergebnis ,Großtaxaspezifische Ergebnisse der Ecowert-Summen; Ges-EQR = Gesamtergebnis. N-ECO-Tax = Anzahl Eco-indizierter Spezies.

**Tab. 30:** Taxazahl der benthischen Wirbellosen in der tideoffenen Aue an verschiedenen Messstellen. Beprobungen: Die Anzahl der Beprobungen bezieht sich auf die Probenahmen in verschiedenen Jahren (s. Datenbank). Aeti = Ergebnisse der in 2007 durchgeführten Aeti-konformen Untersuchungen. Daten Grundlage BOG-Archiv, Aeti-Daten.

	Bauernhöhe	Hemeler	Klempbusch	Lohorst	Osterende	Weserscheps	Klempbusch Aeti	Lohorst Aeti
Aue	Aue1	Aue2	Aue3	Aue4	Aue5	Aue6	Aue K (8 TP)	Aue L (8TP)
Beprobungen	3	3	5	7	3	3	1	1
Artenzahl	46	45	60	74	36	43	29	20

**Tab. 31:** Zusammenhang zwischen Artenzahl und Anzahl Messstellen (kumuliert) in der Aue (s. auch Tabelle oben).

	Beprobungen	Artenzahl
Aue1	3	46
Aue 1 & 2	6	63
Aue 1-3	11	88
Aue 1-4	18	112
Aue 1-5	21	114
Aue 1-6	24	120
Aue ges (inkl. Aeti)	26	144