

Definition des Ökologischen Potenzials in Übergangsgewässern

Theoretischer Hintergrund und Bewertungsmethoden für die Qualitätskomponenten nach WRRL



Auftraggeber:

**Niedersächsischer Landesbetrieb
für Wasserwirtschaft, Küsten- und
Naturschutz
Betriebsstelle Brake/Oldenburg**



April 2014

Auftraggeber: Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten-
und Naturschutz

Betriebsstelle Brake/Oldenburg

Titel: Definition des Ökologischen Potenzials in Übergangsgewässern

Theoretischer Hintergrund und Bewertungsmethoden für die
Qualitätskomponenten nach WRRL.

Auftragnehmer: BIOCONSULT
Schuchardt & Scholle GbR

Reeder-Bischoff-Str. 54 Klenkendorf 5
28757 Bremen 27442 Gnarrenburg
Telefon 0421 · 620 71 08 Telefon 04764 · 92 10 50
Telefax 0421 · 620 71 09 Telefax 04764 · 92 10 52

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

Bearbeiter: Jörg Scholle
Sandra Jaklin

Datum: 08.04.2014

Inhalt

1.	Hintergrund und Aufgabe	10
2.	Aufbau des Berichtes	12
3.	Gründe für die „HMWB“-Ausweisung	13
3.2	Beispielhafte Bewertung der aktuellen Beeinträchtigungssituation.....	16
4.	Ansätze zur Begriffsbestimmung und Definition des ökologisches Potenzials	20
4.1	Methodik nach CIS-Leitfaden	20
4.1.1	Ansätze auf der Grundlage des CIS-Leitfadens.....	22
4.2	Prager Methode.....	26
4.3	Anpassung Referenzbedingungen	27
4.4	Abwärtsskalierung	28
5.	Methodik zur Bestimmung des ökologischen Potenzials für die Übergangsgewässer Ems und Weser	29
6.	Festlegung des „Höchsten“ bzw. „Guten Ökologischen Potenzials“	35
6.1	Fische (FAT-TW).....	35
6.2	Makrozoobenthos (AeTV, M-AMBI).....	47
6.2.1	AeTV.....	47
6.2.1.1	Anpassung des AeTV zur Bewertung des ökologischen Potenzials – Definition HÖP/GÖP	48
6.2.2	M-AMBI.....	56
6.2.2.2	Anpassung des M-AMBI zur Bewertung des ökologischen Potenzials	58
6.2.2.3	Definition HÖP/GÖP.....	58
6.3	Makrophyten (Seegras, Röhrichte, Brack- und Salzwiesen).....	60
6.3.2	Anpassung der Verfahren zur Bewertung des ökologischen Potenzials – Definition HÖP/GÖP	65
7.	„Potenzialbewertung“ der Übergangsgewässer Weser & Ems.....	69
7.1	Fische	69
7.2	Makrozoobenthos	74
7.3	Makrophyten	79
8.	Mögliche Maßnahmentypen zur Erreichung des Höchsten-/ Guten Ökologischen Potenzials in den Übergangsgewässern	85
8.1	Hinweise zu Maßnahmen für Makrozoobenthos und Fische.....	88
8.2	Hinweise zu Maßnahmen für Makrophyten	90
9.	Zusammenfassende Übersicht	95
10.	Bewertung von Maßnahmen/Feststellung eines möglichen „EQR-Zugewinns“	96
11.	Ausblick Methodik 6-Jahresbewertung.....	99
12.	Zusammenfassendes Fazit.....	100

Literatur102

Anhang109

Abbildungen und Tabellen

Abb. 1:	Abgrenzung der Übergangsgewässer in den Ästuaren von Ems, Weser, Elbe und Eider.....	10
Abb. 2:	Beispielhafter PI-Wert (kumuliert aus 12 Indikatoren, Bild oben) und mittlerer PI-Wert je Pressuretyp („morphologische Veränderungen“, „Nutzungsdruck“ - z.B. Schifffahrt, Unterhaltungsarbeiten, Hafenbau etc., „Wasserqualität“ (Schadstoffe, Sauerstoff) differenziert nach Ästuar und Salinitätszone (oligohalin = inneres Übergangsgewässer und meso-polyhalin = äußeres Übergangsgewässer). Bild oben: Blaue Linie PI 20 = Hinweis auf keine bzw. sehr geringe Beeinträchtigung; Gelbe Linie PI 60 = deutliche Beeinträchtigung.....	18
Abb. 3:	Verfahren zur Definition des höchsten ökologischen Potenzials (Schritte 10.1 – 10.4) aus CIS-Leitfaden 2.2 (2002).	22
Abb. 4:	Schema zur Entwicklung des HMWB Bewertungsverfahrens (aus LAWA 2012).	23
Abb. 5:	Methodik zur Bestimmung des ökologischen Potenzials in Schleswig-Holstein (MLUR 2012) auf der Grundlage der CIS-Guidance (2002, 2005).....	25
Abb. 6:	Prager Ansatz zur Feststellung des ökologischen Potenzials (aus PODRAZA 2008). MEP: „Maximal Ecological Potenzial“;GEP = „Good Ecological Potenzial“.....	26
Abb. 7:	Schematisierte Vorgehensweise zur Definition des ökologischen Potenzials: Abwärtsskalierung (vgl. BIOCONSULT 2006, PODRAZA 2008).	28
Abb. 8:	Schema zur Bestimmung des ökologischen Potenzials für die Übergangsgewässer T1 (Ems, Weser) in Anlehnung an den HMWB-Leitfaden bzw. LAWA 2012. WK = hypothetischer Wasserkörper.	29
Abb. 9:	Interannuelle Ähnlichkeit (Jaccard-Index %) der Fischartenspektren im Übergangsgewässer von Ems (oben) und Weser (unten), differenziert nach ökologischen Gilden. Dia = Diadrome Arten, ER = Ästuarine Residenten, MJ = Marine Juvenile, MS =Marin Saisonale.	38
Abb. 10:	Variabilität der Abundanz (Holebene) der Indikatorarten Flunder, Großer Scheibenbauch, Hering & Kaulbarsch. Daten aus dem Zeitraum 2007 – 2012. Daten (Ems, Weser, Elbe & Eider). Hinweis: nur artspezifisch räumlich-zeitlich bewertungsrelevante Daten (vgl. Aggregationsregeln nach FAT-TW, BIOCONSULT 2013), Nullfänge unberücksichtigt, somit unterschiedliches N der x-Achse. Farbige Linien: Klassengrenzen, blau: Referenzzustand, grün: guter ökologischer Zustand, gelb: mäßiger Zustand, orange: unbefriedigender Zustand.	42
Abb. 11:	Variabilität der Abundanz (Holebene) der Indikatorarten Stint & Finte, differenziert nach Altersgruppen (sad = subadult, ad = adult). Daten aus dem Zeitraum 2007 – 2012. Daten (Ems, Weser, Elbe & Eider). Hinweis: nur artspezifisch räumlich-zeitlich bewertungsrelevante Daten (vgl. Aggregationsregeln nach FAT-TW, BIOCONSULT 2012), Nullfänge unberücksichtigt, somit unterschiedliches N der x-Achse. Farbige Linien: Klassengrenzen, blau: Referenzzustand, grün: guter ökologischer Zustand, gelb: mäßiger Zustand, orange: unbefriedigender Zustand.	43
Abb. 12:	Vergleich der artspezifischen Abundanz- Klassengrenzen (Log-Ind./h*80 m ²) „Ökologischer Zustand (y-Achse) vs. Ökologisches Potenzial (x-Achse)“. PF =	

Pleuronectes flesus (Flunder), LL = *Liparis liparis* (Großer Scheibenbauch), GC = *Gymnocephalus cernuus* (Kaulbarsch), CH = *Clupea harengus* (Hering); $_z$ = Abundanzwert ökologischer Zustand; $_p$ = Abundanzwert Potenzial. 44

Abb. 13: Vergleich der artspezifischen Abundanz- Klassengrenzen (Log-Ind./h*80 m²) „Ökologischer Zustand (y-Achse) vs. Ökologisches Potenzial (x-Achse)“. OE = *Osmerus eperlanus* (Stint), AF = *Alosa fallax* (Finte), differenziert nach Altersgruppe 0+ (Juvenile des Untersuchungsjahres), sad = subadult, ad = adult; $_z$ = Abundanzwert ökologischer Zustand; $_p$ = Abundanzwert Potenzial. 45

Abb. 14: Verteilung der Artenzahlen der ästuarinen Referenz-Taxaliste (n = 337 Taxa) auf die taxonomischen Großgruppen. Als Grundlage für die Bewertung des ökologischen Zustandes nach AeTI. Gemeinsame Liste für alle ästuarinen Gewässertypen bzw. Wasserkörper. EPTCO = Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, Odonata. 48

Abb. 15: Umfang der ästuarinen Referenz-Taxalisten in Bezug auf den ökologischen Zustand und auf das ökologische Potenzial. blau: Referenzzustand, rot: Referenzpotenzial Ästuar gesamt, grün: Referenzpotenzial Gewässertyp T1 nach KRIEG (2005ff.); ÖZ = ökologischer Zustand, ÖP = ökologisches Potenzial. 49

Abb. 16: Bild oben: Zuordnung der AeTI-Werte zu einem EQR_{AeTI} -Wert . Die Zuordnung differenziert zwischen AeTI-Klassengrenzen des ökologischen Zustands (ÖZ) und des ökologischen Potenzials (ÖP). Bild unten: Transformation der nicht linearen AeTI- EQR-Klassengrenzen auf äquidistante Klassengrenzen. 51

Abb. 17: Arten-Abundanz-Modelle (Bild nach MAGURRAN 2004). Beispielhaft eingefügt Arten-Abundanzverteilung auf der Grundlage von Elbe-Daten (Typ 22.3) aus 2010 (KRIEG 2011). Abundance = rel. Abundanz (%). ML = Mühlenberger Loch, TF = Fährmannsander Watt. 54

Abb. 18: Berechnung „ökologischer Zustand“ und „ökologisches Potenzial“ nach STI_M in Tidegewässern (aus STILLER 2011). 68

Abb. 19: Detailbewertungen nach FAT-TW_{Potenzial} für das Übergangsgewässer der Ems (T1 3990.01/3000.01) auf Metric-Ebene für den Zeitraum 2008 - 2012. 72

Abb. 20: Detailbewertungen nach FAT-TW_{Potenzial} für das Übergangsgewässer der Weser (T1 4000.01) auf Metric-Ebene für den Zeitraum 2007 - 2011. 73

Abb. 21: Aggregationsansatz der benthosbezogene Teilbewertungen der Übergangsgewässer von Ems und Weser zu einer Gesamtbewertung (EQR_{MzB}). 74

Abb. 22: Übersicht über den Handlungsbedarf im Bereich der Übergangsgewässer (Weser, Ems) zur Erreichung des guten ökologischen Potenzials auf der Grundlage der Qualitätskomponente Makrophyten (Daten 2009, vgl. Tab. 21). 84

Abb. 23: Zusammenhang Flächenanteil einer Maßnahme am WK und %-Beitrag der Maßnahme zur WK-Gesamtbewertung. Beispielhafte Setzung. 98

Tab. 1:	Reduzierung der Ausdehnung von Vorlandflächen in den inneren norddeutschen Ästuaren (ohne Eider) (aus CLAUS 1998; aus SCHUCHARDT 2003; Ems ohne Dollart; Elbe und Ems ohne oberen Tidebereich).....	15
Tab. 2:	Übersicht über die Beeinträchtigungsindikatoren und Kriterien für die Zuordnung zu einer Beeinträchtigungskategorie (Anlehnung u.a. an NEA-GIG-Fish 2012) .	17
Tab. 3:	Vergleichende Übersicht über verschiedene Methoden zur Bestimmung des ökologischen Potenzials für HMWB-Gewässer.....	34
Tab. 4:	Arten ohne rezente Nachweise (2006 – 2012) in den Ästuaren Weser und Ems und deren revidierte Gildeneinstufungen. Gilde nach ELLIOT & DEWAILLY 1995; Gild rev. Nach FRANCO et al. 2008. ** = fehlerhafte Gildeneinstufung nach FAT. Möglicherw. = Zusammenhang zwischen Vorkommen der Art und denkbarer Verbesserungsmaßnahmen im Übergangsgewässer nicht zwingend. Diadrom = Diadrome Arten, ER = Ästuarine Residenten, MJ = Marine Juvenile, MS = Marin Saisonale, MM = Marine Zufallsgäste.	40
Tab. 5:	Vergleich Referenzbedingungen „Ref.- ökologischer Zustand (ÖZ) vs. HÖP“ (Höchstes Ökol. Potenzial) für die Metricgruppe Artenspektrum (differenziert nach den relevanten Gilden).	41
Tab. 6:	Festlegung des „Ecological Quality Ratio“ (= EQR) nach KRIEG (2005).....	50
Tab. 7:	Klassengrenzen AeTI zur Bewertung des ökologischen Zustands und ökologischen Potenzials und assoziierter EQR-Wert (in Anlehnung an KRIEG 2006 und KRIEG 2013 schriftl.)* = hier verwendetet Potenzialklassen - angepasst an die Revision der Zustandsklassen KRIEG 2007ff.....	51
Tab. 8:	Klassengrenzen α -Diversität (ADF) nach AeTV für den Gewässertyp T1 (Übergangsgewässer) (KRIEG 2005ff). $y = EQR, x = \text{Diversitätswert}$	52
Tab. 9:	Zuordnung der mittleren Taxazahl (MAZ) zu einer Qualitätsklasse für die ästuarinen Gewässertypen T1 (Übergangsgewässer). $y = EQR, x = \text{MAZ-Wert}$ 56	
Tab. 10:	Deutsche Klassengrenzen (Bewertungsgrenzen) für das M-AMBI Bewertungsverfahren (nach HEYER 2007).	58
Tab. 11:	Habitatbezogene M-AMBI-Referenzwerte für das HÖP (parameterspezifisch: Artenzahl, Diversität, AMBI)) (nach HEYER schriftl.) zur Bewertung des „ökologischen Potenzials“. * = Oligohaline Referenzwerte nur nachrichtlich, da das Oligohalinikum mittels AeTV bewertet wird. (Quelle: Heyer, schriftl.).....	59
Tab. 12:	M-AMBI Referenzwerte für das HÖP (parameterspezifisch:(AMBI, Diversität, Artenzahl) für die polyhalinen Habitate der Übergangsgewässer nach HEYER (2013b), Angabe der Bezugsstationen. Hinweis von HEYER (2013b): grau unterlegte Referenzwerte sind noch nicht belastbar. AZ = Artenzahl, VV = Erfassung mit van Veen Greifer; StR. = Stechrohr, Stechrahmen. * = noch nicht getestet, da keine Monitoringstationen in Schlickbereichen (HEYER, schriftl.)	59
Tab. 13:	Überblick über die derzeitigen Bewertungsverfahren und dort enthaltenen Parametern für die Qualitätskomponente Makrophyten in den Übergangsgewässern Weser und Ems.	61
Tab. 14::	EOR-Klassengrenzen des ökologischen Potenzials (QK Fische) .	69

Tab. 15:	Bewertung des ökologischen Potenzials auf der Grundlage der QK Fische für die Übergangsgewässer von Ems und Weser, differenziert nach Untersuchungsjahren und als 6-Jahresbewertung (hier vorläufig als Mittelwert -MW- der EQR-Werte der einzelnen Jahre). Anmerkung: Die zwei WK des Übergangsgewässers der Ems werden gemeinsam betrachtet und haben insofern eine identische Bewertung.	71
Tab. 16:	Anpassung der EQR-Klassen von M-AMBI und AeTV auf eine standardisierte äquidistante Skalierung.	75
Tab. 17:	Vorläufige Bewertung des Ems WK T1.3000.01 mit AeTV _{Potenzial} -Daten 2007 und 2011. * = Voraussetzung der AeTI-Berechnung nicht erfüllt (vgl. KRIEG 2005), daher AeTI „ungültig“ (n.g.). MAZ : mittlere Artenzahl, DIV= ADF : Alpha Diversität nach Fisher.....	76
Tab. 18:	Benthosbasierte Potenzial-Bewertung (für den Zeitraum 2009 – 2013) des Ems WK T1 3000.01/T1.3990.01 nach AeTV _{Potenzial} (oligohalin) und M-AMBI _{Potenzial} (meso-polyhalin). Für den oligohalinen Bereich nur Daten aus 2011. EQR auf 0,2-Intervall angepasst.	76
Tab. 19:	Vorläufige Potenzial-Bewertung (sektoral oligohalin) des Weser WK T1.4000.01 mit AeTV _{Potenzial} . Daten aus KRIEG 2007 und 2011: Weser km 60.MAZ = mittlere Artenzahl, DIV, ADF = Alpha Diversität (neu berechnet).	77
Tab. 20:	Benthosbasierte Potenzial-Bewertung (für den Zeitraum 2009 – 2013) des Weser WK T1.4000.01 nach AeTV _{Potenzial} (oligohalin*, hier km 60) und M-AMBI _{Potenzial} (meso-polyhalin). * = Datengrundlage 2011. EQR auf 0,2-Intervall angepasst.....	78
Tab. 21:	Potenzial-Bewertung der Qualitätskomponente Makrophyten (Einzelbewertung der Parameter und Gesamtbewertung) nach Stand BWP 2009 für die Wasserkörper „Übergangsgewässer Weser“, „Emsästuar“ und „Untere Ems“. Bewertung übernommen aus KOLBE (2006 & 2007), ARENS (2006 & 2009), Adolph (2009) und NLWKN (2010) sowie – nach Revision der Daten aus den vorgenannten Quellen - eigene Berechnungen.	80
Tab. 22:	Maßnahmenübersicht und grobe Einschätzung möglicher Wirkungen auf die Qualitätskomponenten.	87
Tab. 23:	Auswahl Maßnahmentypen mit positiven Effekten auf die Qualitätskomponenten Makrozoobenthos und Fische.	90
Tab. 24:	Vorläufige Bewertung des ökologischen Potenzials für die Übergangsgewässer der Weser (WK T1 4000.01) und Ems (WK T1 3000.01 & 3990.01). M-AMBI-Bewertung meso-polyhalin nach HEYER (2014). */** = „orientierende“ Werte, EQR-M-AMBI auf 0,2-Intervall angepasst. Anmerkungen zur Bewertung Fische: Im Fall der Ems wurde das Übergangsgewässer bewertet, eine nach WK getrennte Bewertung wurde für die Ems nicht vorgenommen, d.h. gilt für beide Ems-WK das gleiche Ergebnis.	95
Tab. 25:	Beispielhafte Gewichtung (%) des Maßnahmen-EQR am Gesamtergebnis in Abhängigkeit des Flächenanteils der Maßnahme am WK.	97
Tab. 26:	„Pragmatischer“ Bewertungsansatz über festgelegte EQR-Werte (differenziert nach detektierter „Erfolgskategorie“) für Maßnahmen außerhalb des Hauptstroms. Hypothetisches Beispiel.	98
Tab. 27:	Artspezifische Abundanz-Klassengrenzen (ökologischer Zustand, bisherige).....	109

Tab. 28: Artspezifische Abundanz-Klassengrenzen (nach Anpassung, ökologisches Potenzial). Rot gesetzte Werte.....111

1. Hintergrund und Aufgabe

Die EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) sieht vor, die ökologische Qualität der Oberflächengewässer in einem vorgegebenen Zeitraum zu verbessern bzw. im Fall bereits guter Qualität zu sichern. Der Status wird dabei über gewässertypspezifisch ausgewählte Indikatoren (Qualitätskomponenten) festgestellt. Zur Ermittlung eines möglichen Handlungsbedarfs zur Verbesserung der ökologischen Situation wurden in der jüngeren Vergangenheit entsprechende Bewertungsverfahren entwickelt. Handlungsbedarf ist dann gegeben, wenn der detektierte Istzustand vor dem Hintergrund definierter Referenzbedingungen als „mäßig“ oder schlechter eingestuft wird. In diesem Fall sind geeignete Maßnahmen zur Verbesserung durchzuführen. Die Wasserrahmenrichtlinie unterscheidet hinsichtlich ihrer Ziele allerdings zwischen „natürlichen Gewässern“ und „erheblich veränderten Gewässern“. Während für natürliche Gewässer der „gute ökologische Zustand“ erreicht werden soll, gilt für „erheblich veränderte Gewässer“ (HMWB – heavily modified waterbodies) das „gute ökologische Potenzial“ (GÖP) als ein weniger strenges Ziel. Die (meisten) WRRL-Bewertungsverfahren zielen bislang ausschließlich auf die Bewertung des „ökologischen Zustands“. Für die „Potenzialbewertung“ wurden in der Vergangenheit zwar z.T. unterschiedliche Vorschläge gemacht, eine verbindliche bzw. einheitliche Vorgehensweise existierte jedoch nicht. Eine generelle Methodik zur Definition und Bewertung des ökologischen Potenzials wurde nun aktuell durch die LAWA vorgelegt (LAWA 2012). Diese Methode orientiert sich an dem CIS-Leitfaden (CIS-Leitfaden 2.2, 2002), der die Ableitung des Referenzpotenzials eines HMWB-Gewässers über einen dem HMWB-Gewässer am nächsten kommenden natürlichen Gewässertyp vorsieht. Zur Herleitung der Referenzbedingungen für das gute/höchste Potenzial ist nach CIS auch eine modellhafte Herleitung oder eine Herleitung über Expertenwissen zulässig.

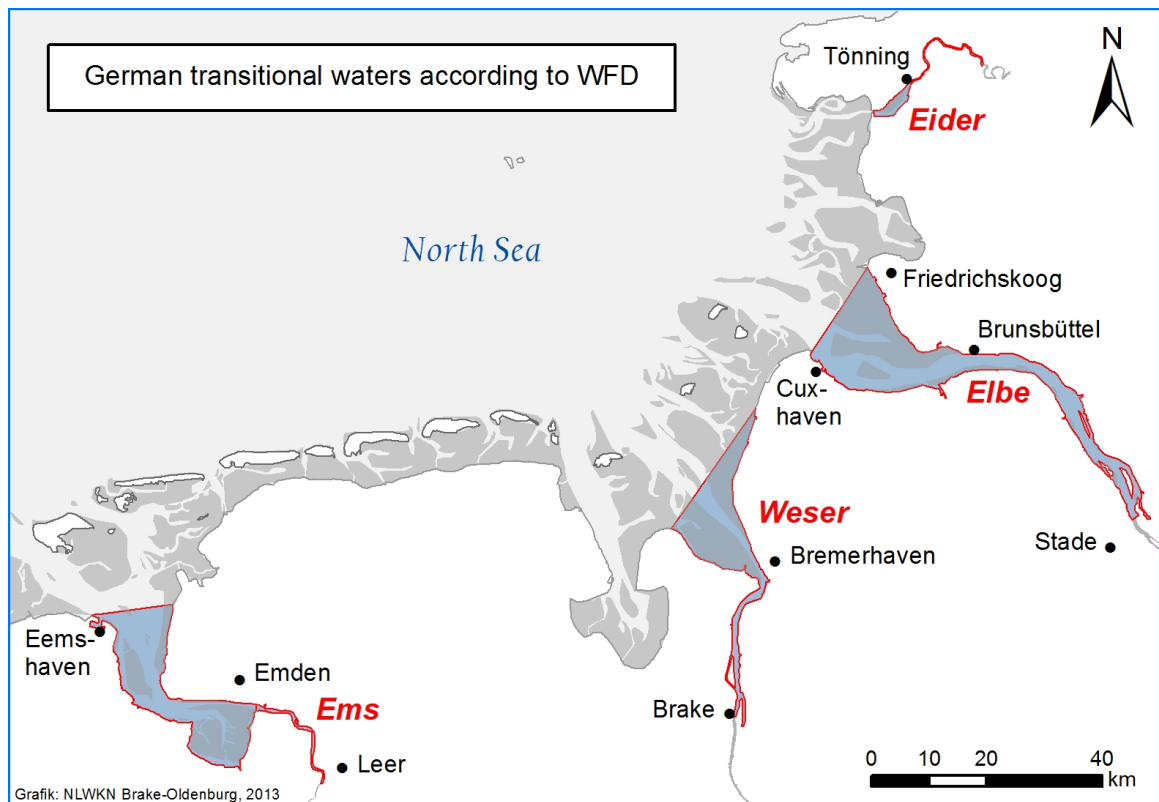


Abb. 1: Abgrenzung der Übergangsgewässer in den Ästuaren von Ems, Weser, Elbe und Eider.

Aufgabe der vorliegenden Studie ist es, die Übertragbarkeit der LAWA-Methodik - die sich ausschließlich auf die Potenzialbestimmung von Fließgewässern bezieht – auf den Typ „Übergangsgewässer“ zu prüfen oder, darauf aufbauend, einen analogen Ansatz zur Bewertung des ökologischen Potenzials zu erarbeiten. Darüber hinaus werden auch Alternativansätze zur Bestimmung des Potenzials betrachtet. Lage und Abgrenzung der Übergangsgewässer ist Abb. 1 zu entnehmen.

Die Übergangsgewässer der deutschen Wattenmeer-Ästuare sind ausnahmslos als „HMWB“ klassifiziert. Die Potenzialbestimmung und -bewertung soll für die in Übergangsgewässern relevanten Qualitätskomponenten Makrophyten, Makrozoobenthos und Fische erfolgen.

2. Aufbau des Berichtes

Wie bereits oben beschrieben, ist es das Ziel, möglichst auf der Grundlage der methodischen Vorgaben der LAWA-Methodik, eine Anpassung der für die Bewertung des ökologischen Zustands existierenden Bewertungssysteme an die Bewertung des ökologischen Potenzials vorzunehmen. Dies betrifft die Bewertungsverfahren Makrophyten, Makrozoobenthos und Fische. Hierbei stehen die Übergangsgewässer der Ems und Weser im Fokus. Eine generelle Übertragbarkeit auf die Übergangsgewässer der Elbe und Eider soll dabei angestrebt werden.

Folgende Aspekte werden im Rahmen des vorliegenden Projektes bearbeitet:

- Übersicht zu den morphologischen Veränderungen und vorrangigen Nutzungen in den Übergangsgewässern von Ems und Weser,
- Begriffsbestimmung „ökologischer Zustand“ vs. „ökologisches Potenzial“,
- Kurzüberblick über aktuelle methodische Ansätze zur Bestimmung des Potenzials. Darstellung der Herangehensweise für die Potenzialbewertung der Übergangsgewässer (Ems, Weser). Einschätzung der Vergleichbarkeit mit dem bereits definierten niederländischen Ansatzes (nach Prag'schem Ansatz) zur Bewertung des Potenzials,
- Zusammenstellung von Maßnahmentypen, die zur Verbesserung der ökologischen Qualität der Übergangsgewässer und damit im Sinne der WRRL zielführend sind (Erreichung des GÖP),
- Prüfung auf Notwendigkeit einer Anpassung der Bewertungsverfahren für Übergangsgewässer an die Potenzialbewertung. Falls erforderlich Einbeziehung/Ausschluss von Metrics und/oder Anpassung der Referenzbedingungen des GÖZ an das GÖP,
- Potenzialbewertung der Übergangsgewässer Weser und Ems auf der Grundlage angepassten Bewertungsmethodik für die Qualitätskomponenten Makrophyten, Makrozoobenthos und Fische.

3. Gründe für die „HMWB“-Ausweisung

Die Ästuarie unterlagen in der Vergangenheit wesentlichen hydromorphologischen Modifikationen als Folge eines hohen anthropogenen Nutzungsdrucks, der alle Übergangsgewässer betrifft/betraff (SCHUCHARDT et al. 1999; SCHUCHARDT & SCHOLLE 2009, ESSINK et al. 2005, BOS et al. 2012).

Folgende Faktoren trugen hierzu wesentlich bei:

- Schifffahrt (inkl. Fahrrinnenanpassungen, Ausbaumaßnahmen)
- Unterhaltungsmaßnahmen, z.B. Baggern und Verklappen
- Hochwasserschutz (Vordeichungen)
- Sand- und Kiesentnahme,
- Landwirtschaft,
- Fischerei.

Die anthropogenen hydromorphologischen Veränderungen waren der Grund für die „HMWB“-Ausweisung der Ästuarie. Trotz der z.T. weitreichenden Veränderungen formen die Ästuarie aber nach wie vor einen Lebensraum ganz eigener Prägung, der vor allem durch den Salzgradienten und den Tidehub gekennzeichnet ist. Die morphologischen Veränderungen und die Auswirkungen fortlaufender Nutzungen führen auch zu einem Druck auf die aquatischen Lebensgemeinschaften, deren heutige Ausprägungen sich im historischen Vergleich ebenfalls erkennbar verändert haben.

Im Folgenden sei ein kurzer Überblick über die derzeitigen abiotischen Rahmenbedingungen und Beeinträchtigungen der Ästuarie von Ems und Weser gegeben, dabei wird auf ausgewählte Kennwerte fokussiert.

Tidehub

Ein Parameter für das Ausmaß der Verformung, besonders der inneren Ästuarie durch die Anpassung der Fahrwassertiefen an steigende Schiffsgrößen und gleichzeitig eine Größe, die die Lebensbedingungen für die Biota des Ästuaris in charakteristischer Weise prägt, ist der Tidehub. Die Veränderung des Tidehubs als Folge der verschiedenen wasserbaulichen Maßnahmen ist für die einzelnen Ästuarie unterschiedlich detailliert dokumentiert (u.a. SIEFERT & JENSEN 1993, WIELAND 1993, GRABEMANN et al. 1993 etc.). SCHUCHARDT (1995) liefert eine vergleichende Gegenüberstellung der historischen Veränderungen des Tidehubs in den vier Ästuaris, auf die hier wesentlich zurückgegriffen wird. Die Ausbaumaßnahmen umfassen nicht nur die Verbreiterung und Vertiefung der eigentlichen Fahrrinne, sondern auch deren Festlegung durch Leitdämme, Bühnen 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.

Die Übergangsgewässer unterscheiden sich nicht nur durch ihre Größe und ihren Oberwasserzufluss, sondern auch durch die Höhe und den longitudinalen Gradienten des Tidehubs. Im unver-

bauten Ästuar nimmt dieser als Folge der Energiedissipation der einlaufenden Tidewelle stromauf in Abhängigkeit von der Morphologie ab. Dies ist heute u.a. auch in Folge der Steuerung des Sturmflustsperrwerkes in der Eider noch der Fall.

Lebensraumverluste

Die Besiedlung des Küstenraumes und seine Nutzung haben zu großräumigen und tiefgreifenden Umgestaltungen der natürlichen Lebensraumausstattung geführt, die anhand einiger Indikatoren skizziert werden soll. Für die Ästuarie sind die Verluste einiger ästuartypischer Lebensraumtypen der letzten hundert Jahre relativ gut dokumentiert (ARGE ELBE 1984; CLAUS 1998 u.a.). Zu beachten ist dabei, dass die ursprüngliche Ausdehnung der Aue auch um 1900 durch den Deichbau bereits in großem Umfang reduziert war (PALUSKA 1992).

Flachwasserzonen

Flachwasserbereiche haben eine herausragende Bedeutung für den Stoffkreislauf und für die aquatische Lebensgemeinschaft auch des tidebeeinflussten Flusses, da sie gegenüber den tieferen Bereichen deutlich strömungsreduziert sind und deshalb andere Substratverhältnisse aufweisen können (ARGE ELBE 1984). Von Bedeutung sind Flachwasserzonen (i.A. definiert als Bereiche mit Wassertiefen < 2 m) u.a. für die planktische Primärproduktion. Durch das veränderte Verhältnis von durchlichteter Tiefe zur Gesamttiefe ist die planktische Primärproduktion oft um ein Vielfaches gegenüber den tiefen Fahrwasserbereichen erhöht (SCHUCHARDT & SCHIRMER 1991), so dass sie wesentlich zu einer positiven Sauerstoffbilanz beitragen können (ARGE ELBE 1984).

Die Ausdehnung der Flachwasserzonen ist nach CLAUS (1998) zwischen 1887/93 und 1988 im limnischen Teil der Unterweser um 78 % und im brackigen Bereich um 73 % reduziert worden. Für die Ems liegen keine Angaben vor, es ist jedoch auch hier eine vergleichbare Reduzierung anzunehmen.

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 Tideästuarie zahlreiche Wattgebiete verlorengegangen. Grund sind u.a. Baumaßnahmen wie Uferbefestigungen, Zuschüttungen von Alt- und Nebenarmen, Vorspülungen. Insgesamt ist die Reduzierung aber deutlich geringer als für Flachwasserzonen, da eulitorale Flächen durch das Absinken des MTNW auch neu entstanden sind.

Vorland und Salzwiesen

Das Vorland, als vor dem Deich liegendes Relikt der vor dem Deichbau sehr ausgedehnten Auen- und Küstenniederung, ist auch nach der frühen Errichtung einer geschlossenen Deichlinie weiter reduziert worden (Tab. 1). Auffällig ist besonders der sehr starke Rückgang von Vordeichflächen in der Elbe; dies ist v.a. Folge der umfangreichen Vordeichungen nach der Sturmflut von 1962. An der Unterweser haben im Unterschied zur Unterelbe in der jüngeren Vergangenheit keine umfang-

reichen Vordeichungen mehr stattgefunden. Letzte größere Vordeichung in der Weser war ca. 1920 die Eindeichung der Luneplate südlich von Bremerhaven. In den letzten Jahren sind Verluste von Vorland-Lebensräumen v.a. durch Hafenbau-Projekte erfolgt.

Tab. 1: Reduzierung der Ausdehnung von Vorlandflächen in den inneren norddeutschen Ästuaren (ohne Eider) (aus CLAUS 1998; aus SCHUCHARDT 2003; Ems ohne Dollart; Elbe und Ems ohne oberen Tidebereich).

Ästuar	Vorlandfläche um 1900 (ha)	Vorlandfläche um 1990 (ha)	Verlust (%)
Elbe	21.431	7.904	63
Weser	7.061	6.160	13
Ems	1.712	1.081	37

Wasserbauliche Maßnahmen

Neben Deichbau, Gewerbeansiedlung und landwirtschaftlicher Nutzung haben v.a. wasserbauliche Maßnahmen zu den starken Veränderungen besonders der inneren Ästuarbecken beigetragen.

Weser

Erste größere Ausbaumaßnahme war die sog. "Weserkorrektur", bei der die Morphologie insgesamt deutlich umgestaltet wurde (BUSCH et al. 1984; GRABEMANN et al. 1993). Die dabei von FRANZIUS entwickelten Ausbauprinzipien gelten heute noch und wurden später auch in den anderen Flussmündungen angewandt:

- Ausbau nach dem Trichterprinzip, um die Räumkraft des Tidestroms zu stärken,
- Beseitigung von Stromspaltungen (Verfüllung von Nebenarmen) und
- strombauliche Maßnahmen zur Konzentration der Stromkraft (Buhnen- und Leitdammbau).

Es kam zu umfangreichen Baggermaßnahmen, Verfüllungen von Nebenarmen und Strombaumaßnahmen (BUSCH et al. 1984). Auf den 5 m-Ausbau folgten mit nur kurzen Unterbrechungen von wenigen Jahren fünf weitere Ausbauten in der Unterweser und einer in der Außenweser. In den 1980er Jahren wurde ein umfangreiches Buhnenbauprogramm durchgeführt, um die hohen Mengen aus der Unterhaltungsbaggerei zu reduzieren. Heute wird nur noch Material umgelagert, d.h. entstehende Mindertiefen werden abgebagert und in Übertiefen verklappt bzw. zur Ufervorspülung verwendet. 1999 erfolgte der 14 m-Ausbau der Außenweser; ein weiterer Ausbau ist in Vorbereitung.

Ems

Zwischen 1900 und 1928 wurde neben der Errichtung des Wehrs Herbrum die stark mäandrierende Unterems zwischen Herbrum und Leerort durch mehrere Durchstiche um 15 % verkürzt sowie Buhnen errichtet (HÖPNER 1994). Ab ca. 1950 begannen relativ umfangreiche Unterhaltungsbaggerungen (ARNTZ et al. 1992), mit der eine Fahrwassertiefe von 4,5 m unter MThw zwischen Leer und Papenburg und 5,5 m zwischen Leerort und Emden gehalten wurde. Besonders Anfang der

1970er Jahre stiegen die Baggervolumina stark an. Nach Abschluss des eigentlichen Ausbaus von 1984/85 reduzierten sich die gebaggerten Mengen relativ wenig (ARNTZ et al. 1992). Seit 1984 (5,30 m Ausbau) wurde die Unterems von Papenburg bis Emden in insgesamt vier Schritten für die Überführung von Werftschiffen der Meyer Werft ausgebaut. In diesem Zusammenhang wurde mit dem Planfeststellungsbeschluss 1994 die Ems erstmals für ein 7,30 m tiefgehendes Werftschiff vertieft. Anders als in Weser und Elbe ist das formulierte Ziel der Ausbaumaßnahmen in der Ems nicht die Herstellung einer dauerhaft tieferen Seeschiffahrtsstraße, vielmehr sollen die aktuellen Vertiefungen der (jeweils einmaligen) Überführung von Schiffsneubauten von Papenburg zur See dienen (DETTE et al. 1994). 2003 ist bei Gandersum das Emssperrwerk in Betrieb gegangen, dass zum einen den Sturmflutschutz verbessern soll, zum anderen den Aufstau der Unterems zur Überführung tiefgehender Schiffsneubauten ermöglicht.

Sedimentumlagerung

Um die planfestgestellten Wassertiefen in den Fahrwassern der Ästuare zu halten, sind Unterhaltungsbaggerungen notwendig. Die in den einzelnen Gewässern umgelagerten Mengen sind dabei unterschiedlich. Setzt man diese Mengen in Relation zur Länge der zu unterhaltenen Fahrwasser, fallen die großen Mengen besonders in der Ems auf. Im Rahmen der Unterhaltungsarbeiten werden aber jeweils mehrere Millionen m³ Material in Ems und Weser umgelagert.

3.2 Beispielhafte Bewertung der aktuellen Beeinträchtigungssituation

Im Rahmen der Interkalibrierung wurden durch die verschiedenen Arbeitsgruppen (NEA-GIGs, u.a. „TW FISH“) relevante Faktoren identifiziert, die als Folge der o.g. anthropogenen Beeinträchtigungen die natürlichen Bedingungen in den Ästuaren verändert haben. Unter der Annahme, dass Organismen auf solche Faktoren reagieren, in dem die Gemeinschaften bei steigender Beeinträchtigung zunehmend beeinflusst werden, wurde im Rahmen der NEA GIG Fish (2011) ein „Pressure Index“ (PI) entwickelt. Der PI diente auch dazu, den (möglichen) Zusammenhang zwischen dem Ausmaß des Nutzungsdrucks und der faunistischen Bewertung zu verdeutlichen. Die Herleitung des PI lehnt sich an die Methodik von AUBRY & ELLIOT (2007) an. Nach dieser Methodik werden wesentliche Einflussfaktoren in Beeinträchtigungskategorien unterteilt.

Zu den insgesamt 12 „Pressure-Indikatoren“ zählen u.a. das Ausmaß der anthropogen veränderten Habitat Strukturen sowie Wasserqualitätsfaktoren (Sauerstoff, Schwebstoff). Die Beeinträchtigung wird dabei über 6 Kategorien abgebildet („0“ = Beeinträchtigung nicht relevant bis „9“ = Beeinträchtigung sehr stark, siehe Tab. 2). Die Bewertung erfolgt dann über Addition der einzelnen Pressure-Werte (= Kategorien 0 – 9). Je höher der Gesamtwert (hier $PI_{max} = 108$) desto höher ist auch die anzunehmende ökologische Beeinträchtigung. Tab. 2 zeigt eine Übersicht über die Pressure-Indikatoren (1 – 12) sowie die Kriterien für die Zuordnung zu einer Belastungskategorie (no change – very high).

Im Rahmen des vorliegenden Berichtes wurde der PI zur Verdeutlichung bzw. zur Einordnung der Beeinträchtigungssituation lediglich orientierend angewendet. Die ästuarspezifische Bewertung der einzelnen Pressure-Indikatoren folgt der Einstufung, wie sie für die Ästuare im Rahmen der WRRL-Interkalibrierung (vgl. NEA_GIG FISH, Technical Report 2012) abgestimmt wurde.

Tab. 2: Übersicht über die Beeinträchtigungsindikatoren und Kriterien für die Zuordnung zu einer Beeinträchtigungskategorie (Anlehnung u.a. an NEA-GIG-Fish 2012).

Pressure	Indicator	No change (0)	Very low (1)	Low (3)	Medium (5)	High (7)	Very high (9)
1	Intertidal area lost/Realignment schemes/Land claim/Gross change in the bathymetry and topography	Increase	No change	<1% lost over the last decades	≥1% & <5% lost	≥5% & <10% lost	≥10% lost
2	Interference with the hydrographic regime	no construction	<5% of the intertidal and subtidal area affected	≥5% & <10%	≥10% & <20%	≥20% & <40%	≥40%
3	Anthropogenically affected coastline by human activity	No development	<5% of the coastline impacted by industrial or urban activities	≥5% & <30%	≥30% & <60%	≥60% & <90%	≥90%
4	Maintenance dredging	No dredging	<1% of the subtidal area dredged	≥1% & <10%	≥10% & <30%	≥30% & <50%	≥50%
5	Maintenance dredging disposal amount	no disposal	<5000 tons deposited annually	≥5000 & <100,000 tons	≥100,000 & <1 million tons	≥1 & <4 million tons	≥4 million tons
6	Capital dredging	No disposal	<5000 tons deposited for the last 10 years	≥5000 & <100,000 tons	≥100,000 & <1 million tons	≥1 & <4 million tons	≥4 million tons deposited
7	Intensity of marina developments, Tourism and recreation	No marina	<100 berths in marina	≥100 & <150 berths	≥150 & <300 berths	≥300 & <500 berths	≥500 berths
8	Intensity of port developments	No harbour	<500 m of quays	≥500 & <2 km	≥2 & <5 km	≥5 & <10 km	≥10 km of quays
9	Water chemical quality	100% compliance of samples with EQSs for all substances	100% compliance of samples with EQSs for all substances	One List II substance fails to comply with EQS AND no significant increase in the concentration of this substance	(i) One List II substance fails to comply with EQS AND significant increase in the concentration of this substance OR (ii) More than one List II substances fail to comply with EQSs AND no significant increase in the concentration of these substances failing the EQS	(i) One or more List II substances fail to comply with EQSs AND significant increase in the concentration of these substances failing the EQS OR (ii) one List I substance fails to comply with EQSs	More than one List I substance fails to comply with EQSs
10	Water quality biological effects		(i) Low concentration for all metals (<2 x National background level)	(i) The concentration for one or more metals is ≥ 2 x National background level and < substantially elevated level	(i) The concentration for one or more metals is ≥ substantially elevated level and < Grossly elevated level	(i) The concentration of one metal is ≥ grossly elevated level	(i) The concentration of more than one metal is > grossly elevated level
11	DO (saturation in the time)		DO saturation >80% for 95% of the time	≤80% and >70% for 95% of the time	≤70% and >50% for 95% of the time	≤50% and >20% for 95% of the time	≤20% for 95% of the time
12	DO (extension in space)	No DO problem	problems may occur in <1% of the estuary length	problems may occur in ≥1% and <3% of the estuary length	problems may occur in ≥3% and <5% of the estuary length	problems may occur in ≥5% and <7% of the estuary length	problems may occur in >7% of the estuary length

Abb. 2 zeigt - differenziert für Weser und Ems - die sektoralen (inneres und äußeres Übergangsgewässer) Ergebnisse der Pressure-Betrachtung. Die Bewertung der einzelnen Pressure-Indikatoren basiert auf Ergebnissen der NEA-GIG Fish (Technical Report 2012).

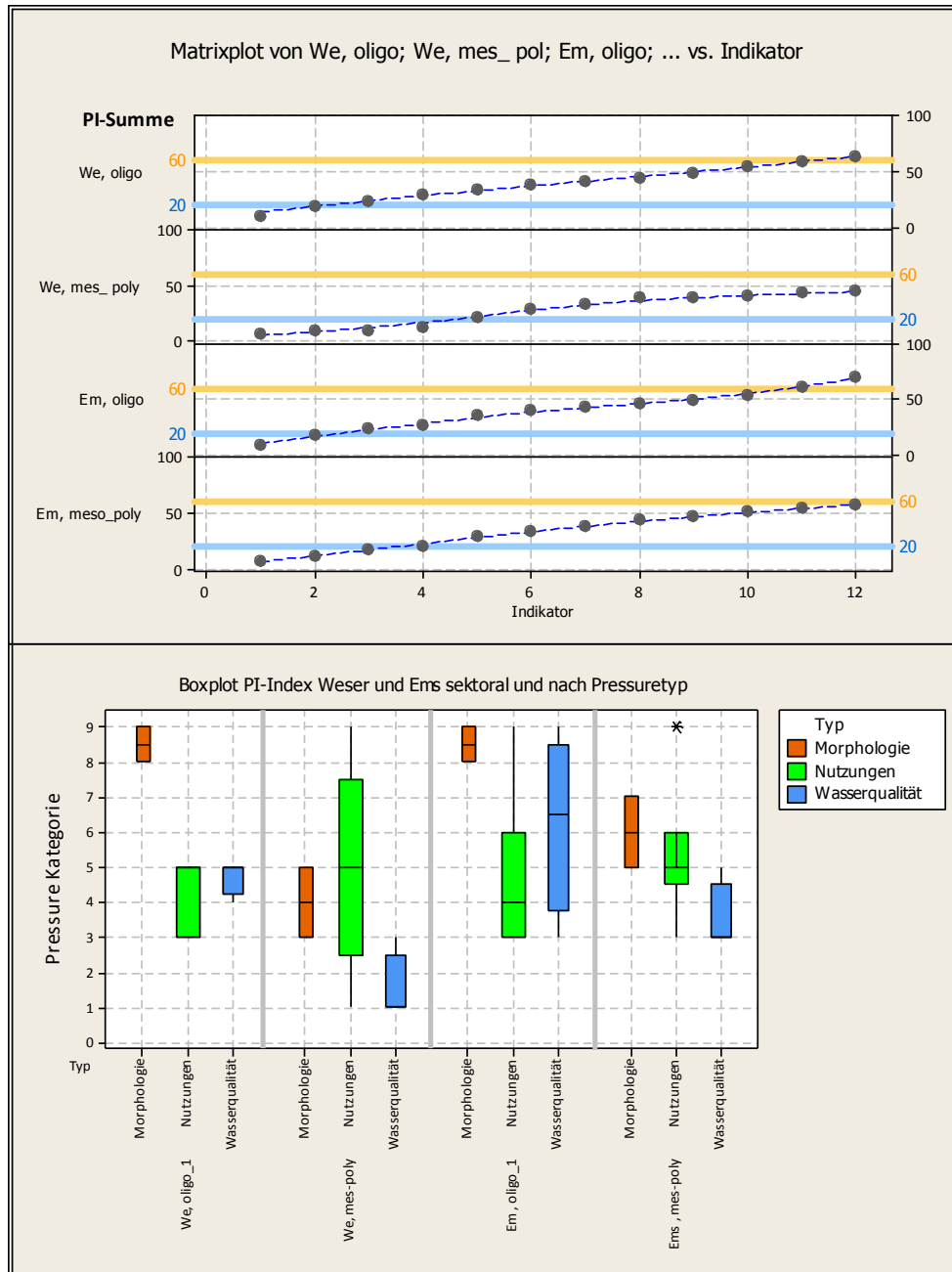


Abb. 2: Beispielhafter PI-Wert (kumuliert aus 12 Indikatoren, Bild oben) und mittlerer PI-Wert je Pressuretyp („morphologische Veränderungen“, „Nutzungsdruck“ - z.B. Schifffahrt, Unterhaltungsarbeiten, Hafenaufbau etc., „Wasserqualität“ (Schadstoffe, Sauerstoff) differenziert nach Ästuar und Salinitätszone (oligohalin = inneres Übergangsgewässer und meso-polyhalin = äußeres Übergangsgewässer). Bild oben: Blaue Linie PI 20 = Hinweis auf keine bzw. sehr geringe Beeinträchtigung; Gelbe Linie PI 60 = deutliche Beeinträchtigung.

Die hier durchgeführte orientierende Anwendung des PI macht, wie bereits auch weiter oben schon dargestellt, deutlich, dass

- Ems und Weser über den PI als stark beeinträchtigt eingestuft werden, wobei dies die inneren Ästuar stärker betrifft als die äußeren Bereiche (Abb. 2 oben).
- die morphologischen Veränderungen (Verlust von Vorland, Flachwasserzonen, Seitengewässern) in Folge der anthropogenen Nutzungen Ästuar übergreifend ein z.T. hohes Niveau erreichen. Dies gilt v.a. für die inneren Ästuarbereiche, die stark anthropogen überformt wurden (Abb. 2 unten).
- die Ästuar über fortlaufende Nutzungen (Fahrwasserunterhaltung, Schifffahrt, Hafenbau, Hochwasserschutz) ebenfalls übergreifend ähnlichen Beeinträchtigungsfaktoren unterliegen (Abb. 2 unten).
- die Wasserqualität (Schadstoffe, Sauerstoffsituation) als Belastungsfaktor z.B. in der Weser weniger relevant ist, während v.a. im inneren Ästuar der Tideems sich dies als ein bedeutender Beeinträchtigungsfaktor darstellt (Abb. 2 unten). Hier wird auch deutlich, dass ähnliche morphologische Veränderungen (Kanalisation, Vertiefungen etc.) zu unterschiedlichen stofflichen Rahmenbedingungen führen können. Dies machen u.a. die in der Unterems extremen Schwebstoffgehalte in Folge des ausbaubedingten „tidal pumping“ und auch die daraus resultierenden langandauernden Sauerstoffdefizite deutlich.

4. Ansätze zur Begriffsbestimmung und Definition des ökologischen Potenzials

Die Definitionen des „guten ökologischen Zustandes“ und des „guten ökologischen Potenzials“ sind in der CIS-Leitlinie 2.2 (2002) dargelegt. Die Anforderungen an die chemische Qualität der Gewässer, also hinsichtlich der Schadstoffbelastung, bleiben davon unberührt; sie gelten unverändert für natürliche sowie für erheblich veränderte bzw. künstliche Gewässer.

Der Begriff „sehr guter/guter ökologischer Zustand“ orientiert sich an Referenzbedingungen natürlicher Gewässer, die keinen oder einem lediglich unwesentlichen anthropogenen Einfluss unterliegen. Alle relevanten biologischen Qualitätskomponenten (z.B. Makrozoobenthos, Fische, Makrophyten) weichen in Bezug auf ihre charakteristischen Kennwerte (Artenspektrum, Abundanzen, zeitliche und räumliche Variabilität der Vorkommen) nicht wesentlich von denjenigen ungestörter Habitate ab. Da kaum anthropogen ungestörte Lebensräume existieren, über die Referenzbedingungen abgeleitet werden können, wurden in der Regel, soweit solche Informationen zur Verfügung standen, gewässertypspezifische Referenzbedingungen u.a. aus historischen Daten abgeleitet. Die rekonstruierten oder tatsächlich ermittelten Referenzbedingungen definieren den „sehr guten ökologischen Zustand“.

Das weniger strenge Umweltziel „gutes ökologisches Potenzial“ gilt, wenn bei künstlichen und erheblich veränderten Oberflächengewässern oder Gewässerabschnitten der gute ökologische Zustand nicht oder nicht mit verhältnismäßigen Mitteln wieder hergestellt werden kann. U.E. ist der Begriff „ökologisches Potenzial“ trotz der weiter unten dargestellten Definitionen letztlich aber weniger eindeutig zu fassen als der „ökologische Zustand“, da sich das „Potenzial“ über die u.U. sehr variablen „Auswirkungen“ v.a. von zwei Faktoren ergibt:

- Hydromorphologische Veränderungen und fortlaufende Nutzungen, die zur HMWB-Ausweisung eines Gewässers geführt haben,
- Umfang und „Güte“ von Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Qualität.

Analog zur Bewertung des ökologischen Zustands wird auch das ökologische Potenzial in die 5 bzw. 4 Qualitätsklassen unterteilt („sehr gut“ und „gut“ wird zu „gut und besser“ zusammengefasst, z.T. wird aber auch das Potenzial in fünf Klassen differenziert), die durch entsprechende normative Begriffsbestimmungen charakterisiert sind (vgl. CIS-Leitfaden 2002, S. 105). Die weitere Abstufung der Potenzialklassen entspricht, ausgehend vom „höchsten ökologischen Potenzial“ (HÖP), mit „geringer Abweichung“, „mäßiger Abweichung“, „größere Abweichung“ und „gravierende Abweichung“ etc. derjenigen, die auch für die Bewertung natürlicher Gewässertypen gilt.

Im Folgenden werden verschiedene Ansätze zur Definition des ökologischen Potenzials kurz zusammengefasst.

4.1 Methodik nach CIS-Leitfaden

Nach CIS-Leitfaden 2.2 (2002) stellt das „höchste ökologische Potenzial“ (HÖP) die höchste ökologische Qualität dar, die für einen erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper erzielt wer-

den kann, nachdem alle möglichen Maßnahmen zur ökologischen Schadensbegrenzung umgesetzt wurden. Grundlage zur Bestimmung des HÖP ist dabei die Festlegung der hydromorphologischen und chemisch-physikalischen Bedingungen im HÖP, über die sich dann letztlich auch die biologische Qualität im HÖP definiert. Die Begründung für die Referenzbedingungen bezogen auf die zuvor genannten Aspekte soll sich dabei aus dem am besten vergleichbaren natürlichen Gewässertyp ergeben. Entsprechend werden nach CIS solche Qualitätskomponenten für künstliche und erheblich veränderte Oberflächenwasserkörper herangezogen, die für die natürlichen Oberflächengewässern gelten, die dem betreffenden erheblich veränderten oder künstlichen Wasserkörper am ähnlichsten ist.

Hinweis: *Im Fall der hier betrachteten als „erheblich verändert“ klassifizierten Übergangsgewässer der norddeutschen Ästuare ist die Option (Berücksichtigung einer am besten vergleichbaren natürlichen Gewässerkategorie) nicht sinnvoll möglich, da sich der eigene Charakter der Übergangsgewässer trotz der anthropogen bedingten Veränderungen erhalten hat. Ein Typwechsel im Sinne des CIS-Leitfadens ist also nicht zu konstatieren. Im vorliegenden Fall sind die Referenzbedingungen für das Potenzial der hier betrachteten Übergangsgewässer daher modellhaft oder über Expertenwissen abzuleiten (vgl. CIS-Leitfaden 2002, s. 78).*

Die Bestimmung des „guten ökologischen Potenzials“ (GÖP) erfolgt nach CIS über das HÖP der jeweiligen Qualitätskomponenten. Wie bereits oben schon kurz dargestellt, definiert sich das GÖP für die biologischen Komponenten als „geringfügige Abweichung“ von den „HÖP-Werten“. Dabei müssen die Rahmenbedingungen (Hydromorphologie, physikalisch-chemische Bedingungen) so ausgeprägt sein, dass die entsprechenden biologischen Werte erreicht werden können.

Hinweis: *Der Formulierung von Voraussetzungen in Bezug auf die Rahmenbedingungen („...müssen so ausgestaltet sein, dass die biologischen Werte erreicht werden können...“) ist im Prinzip redundant bzw. in gewisser Weise auch ein Zirkelschluss, da die biologischen Ziele des HÖP bereits vor dem Hintergrund der möglichen Verbesserungen der Rahmenbedingungen festgelegt werden (s. Abb. 3 und weiter unten).*

Nach CIS-Leitfaden 2.2 (2002) stellt das höchste ökologische Potenzial die höchste ökologische Qualität dar, die für einen erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper erzielt werden kann, nachdem alle Maßnahmen zur ökologischen Schadensbegrenzung getroffen wurden. Dabei ist zu berücksichtigen, dass diese Maßnahmen keine signifikant negativen Auswirkungen auf die entsprechende spezifizierte Nutzung oder die Umwelt im weiteren Sinne haben dürfen. Für die erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper müssen ein „gutes ökologisches Potenzial“ und ein „guter chemischer Oberflächengewässerzustand“ erreicht werden. Für die Definition des höchsten ökologischen Potenzials gibt der Leitfaden die in Abb. 3 dargestellten Schritte an.

Grundsätzlich sollen gemäß CIS-Guidance-Document No.13 (2005) auch bei der Bewertung des ökologischen Potenzials die national geltenden biologischen Bewertungsverfahren für die Wirkungsabschätzung verwendet werden, um die Vergleichbarkeit mit der Bewertung natürlicher Gewässer zu gewährleisten.

Kann ein gutes ökologisches Potenzial bis 2015 (oder einem anderen festgelegten Zeitpunkt) nicht erreicht werden, weil die erforderlichen Maßnahmen technisch nicht durchführbar oder unverhältnismäßig teuer sind, dann können die Mitgliedstaaten die gesetzte Frist gemäß Artikel 4(4) verlän-

gern oder weniger strenge Ziele für den Wasserkörper gemäß Artikel 4(5) festlegen. In diesem Zusammenhang sollte der von der CIS-Arbeitsgruppe WATECO erarbeitete Leitfaden für die Bewertung unverhältnismäßig hoher Kosten berücksichtigt werden.

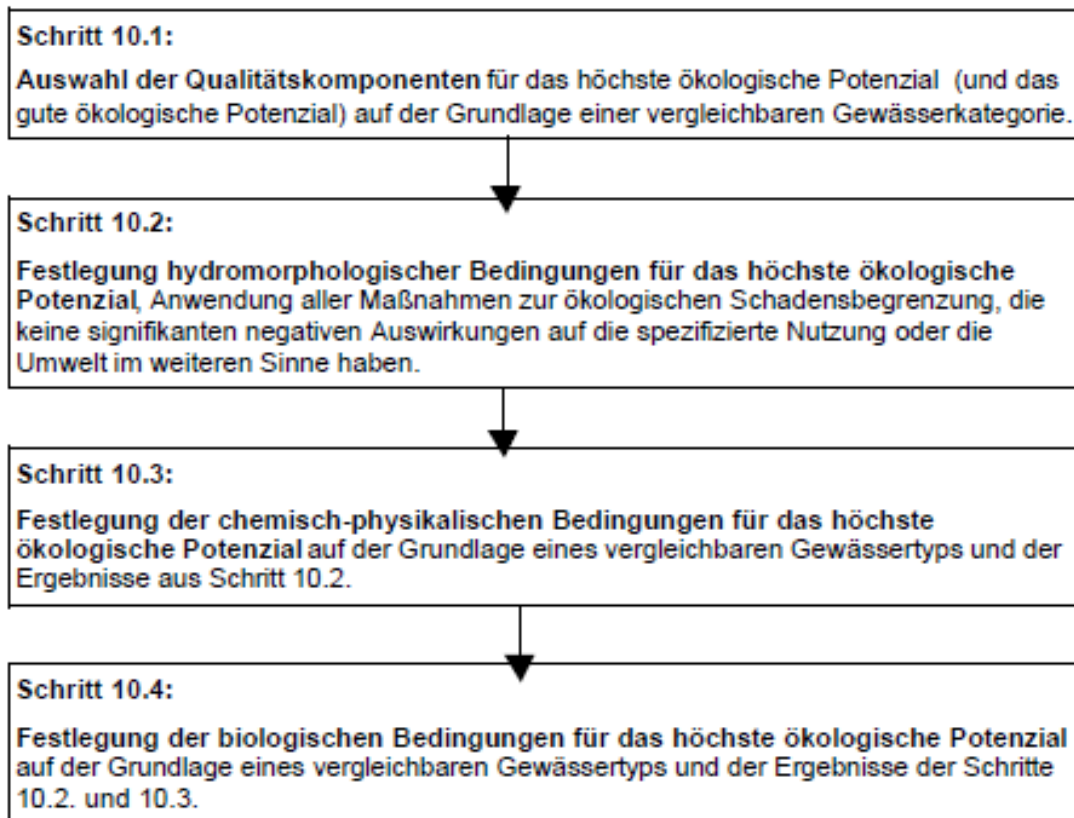


Abb. 3: Verfahren zur Definition des höchsten ökologischen Potenzials (Schritte 10.1 – 10.4) aus CIS-Leitfaden 2.2 (2002).

4.1.1 Ansätze auf der Grundlage des CIS-Leitfadens

LAWA Ansatz

Im Rahmen eines in 2012 abgeschlossenen LAWA-Projektes wurde in Anlehnung an die CIS-Vorgaben eine Methodik zur Definition des ökologischen Potenzials von künstlichen und erheblich veränderten Fließgewässern erarbeitet (LAWA 2012). Dieser Ansatz soll eine bundesweite Anwendung ermöglichen. Abb. 4 zeigt einen schematischen Überblick über die Herangehensweise zur Bestimmung des Potenzials nach LAWA (2012).

Ein wesentlicher Bestandteil der Methodik besteht in der Identifikation und Definition von HMWB-Belastungsfallgruppen, die sich aus verschiedenen Fließgewässertypen bzw. Wasserkörpern und spezifizierten Nutzungstypen sowie deren Besiedlung ergeben. Nach LAWA (2012) werden Einzelnutzungen oder Nutzungskombinationen, die i.d.R. nicht einheitlich bearbeitet werden können, zur Herleitung des Potenzials einer Einzelfallbetrachtung unterzogen.

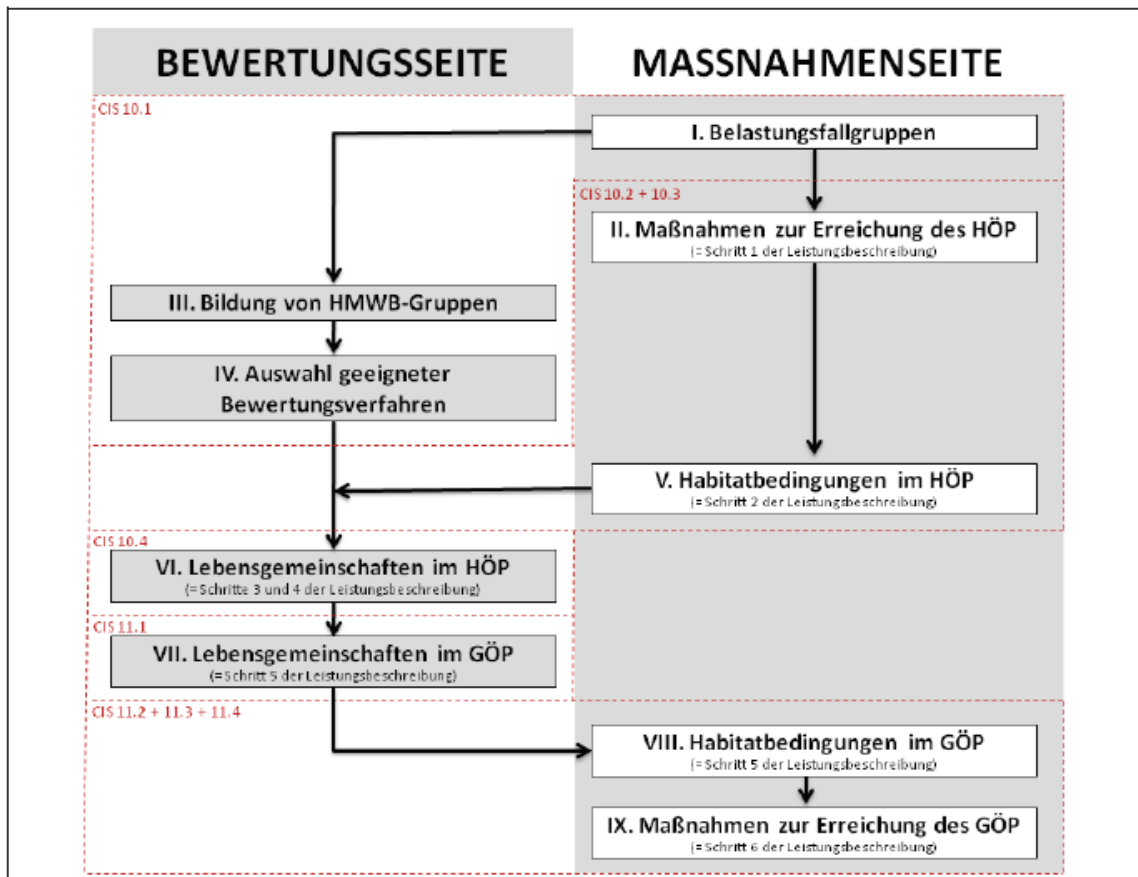


Abb. 4: Schema zur Entwicklung des HMWB Bewertungsverfahrens (aus LAWA 2012).

Die im Rahmen des LAWA-Projektes vorgenommene Gruppenbildung zielt darauf ab, homogene Einheiten als Basis für die Bewertung des ökologischen Potenzials bzw. für die Herleitung von Maßnahmen zu definieren. Dabei wird angenommen, dass die biologischen Qualitätskomponenten innerhalb einer HMWB-Gruppe bei vergleichbaren Gewässertypen ähnliche Reaktionen auf Belastungen oder begünstigende Faktoren erkennen lassen. Die vorgenommene Kategorisierung nach Gruppen wurde anhand biologischer Daten (zunächst nur Makrozoobenthos) überprüft.

In einem weiteren Schritt ist analog CIS-Leitfaden für verschiedene Nutzungen, die Ausweisungsgrund für die HMWB-Einstufung waren, definiert worden, welche hydromorphologischen Maßnahmen zur ökologischen Schadensbegrenzung technisch machbar sind, um das höchste ökologische Potenzial (HÖP) zu erreichen. Hierzu wurde ein Pool hydromorphologischer Maßnahmen zusammengestellt und mit dem LAWA Maßnahmenkatalog abgeglichen. Unter Berücksichtigung der Belastungsfallgruppen, über die sich auch der zur Schadensbegrenzung notwendige Maßnahmentyp ergibt, wurde definiert, welche Habitatqualität (v.a. hinsichtlich der Gewässermorphologie) bei Umsetzung der möglichen Maßnahmen erreichbar ist.

Die Methodik zur Festlegung der biologischen Kennwerte (zunächst für die Qualitätskomponenten MZB und Fische) wurde durch LAWA (2012) wie unten beschrieben durchgeführt:

- „Die Herleitung erfolgt anhand von deduktiver Ableitung sogenannter „Ankerpunkte“ auf Grundlage von Expertenwissen und Auswertungen von Monitoringdaten unter Berücksichtigung“

tigung von HÖP-Habitatbeschreibungen, Referenzwerten der entsprechenden natürlichen Gewässertypen und Datensätzen von Wasserkörpern mit vergleichbaren Habitatbedingungen [...] Beim GÖP sind geringfügige Abweichungen der Werte für die biologischen Komponenten von denen des HÖP zulässig. Die Festlegung der biologischen Ausprägung im GÖP erfolgt für das gesamte Makrozoobenthos-Bewertungsverfahren und wird, analog zum Verfahren der natürlichen Gewässer, durch eine äquidistante ökologische Potenzialeinstufung vorgenommen [...] (d.h. Klassengrenze sehr gut/gut = 0,8; Klassengrenze gut/mäßig = 0,6)."

- Die Potenzialbewertung „[...] der Fischfauna wird im Unterschied zum Makrozoobenthos unter Beibehaltung des vorhandenen Bewertungssystems durchgeführt. [...]“ Die gewässertypspezifischen Referenzzönosen des „sehr guten ökologischen Zustands“ werden unter Berücksichtigung der verbleibenden Belastungen und Habitate an die Verhältnisse im HÖP der HMWB-Fallgruppen angepasst (Artvorkommen und Dominanzen) [...].“

Die Beschreibung der Lebensgemeinschaften im höchsten ökologischen Potenzial erfolgt anhand von Gewässern, deren Morphologie dem beschriebenen maximalen ökologischen Potenzial der Strukturgüte entspricht. Im Fall der Fische sind z.B. Vorkommen und die Häufigkeit einzelner Arten anzupassen, im Fall des Makrozoobenthos ist das höchste ökologische Potenzial über angepasste Ankerpunkte der „potenzialrelevanten“ Metrics, bzw. auch durch neue Metrics zu definieren.

Wird das GÖP unter den so veränderten Bewertungsbedingungen nicht erreicht, bleibt unter Berücksichtigung der örtlichen Verhältnisse zu prüfen, ob das betreffende Gewässer tatsächlich zu der HMWB-Fallgruppe zu rechnen ist. Wenn unter fachlicher Prüfung zu konstatieren wäre, dass ein Wasserkörper nicht der zugeordneten Belastungsfallgruppe entspricht, kann das GÖP modifiziert werden, woraus sich ein an die örtlichen Verhältnisse angepasster Maßnahmenbedarf ergibt.

Eine Herleitung bzw. eine Konkretisierung der sich unter Berücksichtigung der HMWB-Fallgruppe und den Maßnahmentypen einstellenden biologischen Werte des HÖP/GÖP, wurde im Rahmen des LAWA-Projektes allerdings noch nicht vorgenommen.

Für die Anwendung des Bewertungsverfahrens in der Praxis muss der Bearbeiter anhand eines vorgegebenen Schemas das zu bewertende Gewässer zunächst einer HMWB Fallgruppe zuordnen. Anschließend werden die jeweiligen Bewertungsverfahren (deren Neujustierung in Bezug auf die Potenzialbewertung jedoch noch durchzuführen ist) der HMWB Fallgruppe angewendet.

Hinweis: *Der Typ Übergangsgewässer wurde im Rahmen der LAWA-Studie nicht berücksichtigt, so dass für den hier relevanten Typ keine Zuordnung zu einer bereits bestehenden HMWB-Fallgruppe vorliegt.*

Schleswig-Holstein Ansatz

Die Methodik zur Festlegung des ökologischen Potenzials erfolgt in Schleswig-Holstein auf der Grundlage des HMWB-Leitfadens bzw. auf dem CIS-Guidance Document no. 13 (2005) zur Einstufung des ökologischen Zustands und Potenzials (vgl. MLUR 2012). Der Ansatz umfasst u.E. auch Aspekte der Prager Methode (s. Kap. 4.2).

Die Definition des GÖP erfolgt ausschließlich durch Fachleute des LLUR. Das GÖP ergibt sich dabei in erster Linie aus Ist-Zustand und den Wirkungen effizienter, d.h. zielführender Maßnahmen und entspricht demnach dem EQR-Wert der ökologischen Zustandsklasse, die sich nach Umsetzung aller wirksamen und „zulässigen“ Maßnahmen einstellt. Dieser sich nach Umsetzung der Maßnahmen ergebende EQR-Wert wird dabei je nach Wasserkörper unterschiedlich sein können. Ein festgelegtes formales Ziel (z.B. einen EQR-Zielwert für das GÖP) für einen Gewässertyp bzw. eine Belastungsfallgruppe wird im Rahmen des schleswig-holsteinischen Ansatzes also nicht definiert, das GÖP ist damit „wasserkörperindividuell“. Eine gewisse Herausforderung stellt dabei die Beurteilung dar, ob und aus welchen Gründen eine Maßnahme - allein und v.a. auch im Zusammenwirken mit weiteren als weniger effektiv klassifizierten Maßnahmen - als ökologisch nicht wirksam einzustufen ist. Dass eine solche Beurteilung auf der Grundlage einer Prognose und nicht auf empirischen Daten erfolgt, stellt eine zusätzliche Erschwernis dar. Abb. 5 zeigt diese Vorgehensweise schematisch an hypothetischen Beispielen für die Komponenten „Makrophyten“ und „Fische“. Da in Schleswig-Holstein nur umsetzbare Maßnahmen betrachtet werden, ist nach MLUR (2012) kein Unterschied zwischen dem HÖP und dem GÖP zu erwarten.

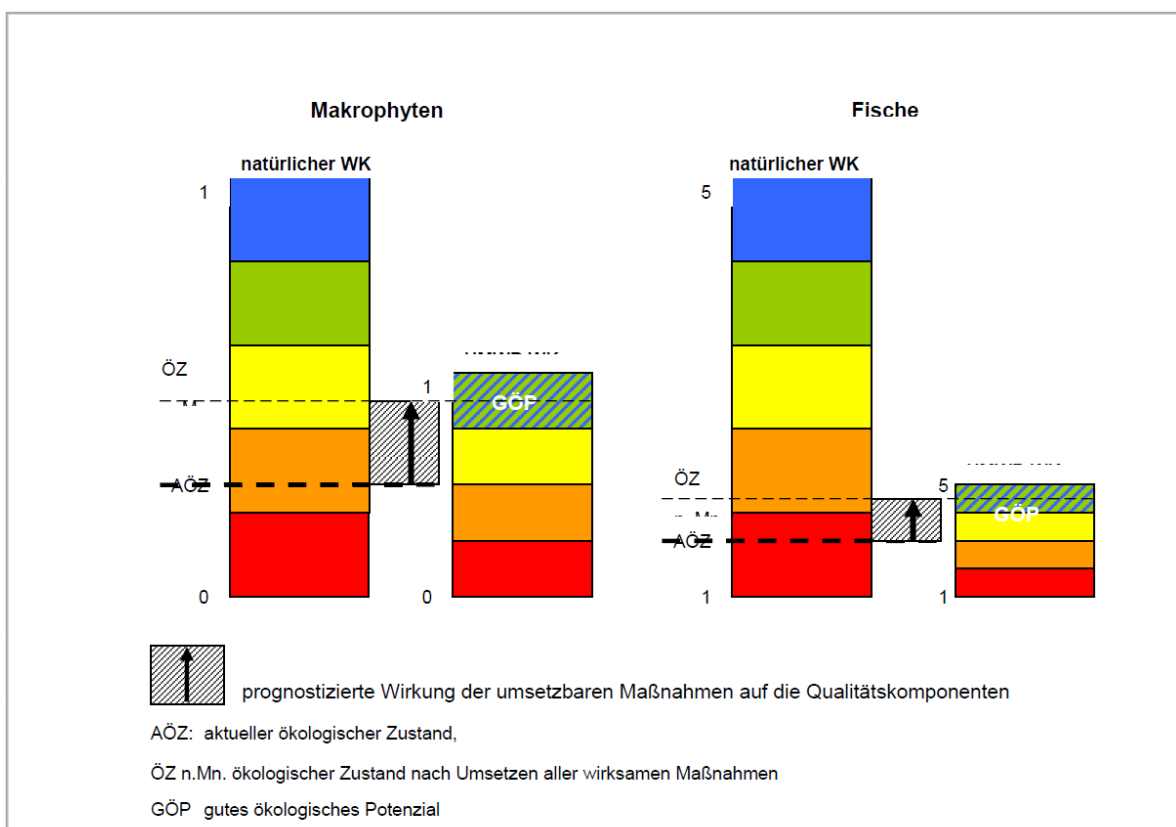


Abb. 5: Methodik zur Bestimmung des ökologischen Potenzials in Schleswig-Holstein (MLUR 2012) auf der Grundlage der CIS-Guidance (2002, 2005).

Für den Fall, dass keine wirksamen Verbesserungsmaßnahmen am erheblich veränderten Wasserkörper durchführbar sind, ohne bestehende Nutzungen signifikant zu beeinträchtigen, entspricht der aktuelle Zustand dem guten ökologischen Potenzial. Nach MLUR (2012) ist dies in der Realität aber auszuschließen, weil in allen Wasserkörpern zumindest konzeptionelle Verbesserungsmaßnahmen umsetzbar sind.

4.2 Prager Methode

Die sogenannte Prager Methode zur Festlegung des Potenzials ist, anders als der CIS-Ansatz, ausschließlich maßnahmenbezogen. Eine Definition des „guten ökologischen Potenzials“ wurde im Rahmen des Workshops ‚Wasserrahmenrichtlinie und Hydromorphologie‘ (Prag, Oktober 2005) vorgeschlagen. Demnach lässt 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, ermitteln. Für die Zielerreichung „gutes ökologisches Potenzial“ können diejenigen Maßnahmen, von denen in Kombination nicht mehr als eine geringfügige Verbesserung des ökologischen Zustandes zu erwarten ist, entfallen. Falls Einzelmaßnahmen mit individuell geringer ökologischer Wirksamkeit aber in Summe eine erhebliche Verbesserung der ökologischen Verhältnisse bewirken können, sind auch einzelne der weniger wirksamen Maßnahmen für das GÖP relevant.

Diese ‚pragmatische‘ Vorgehensweise orientiert sich dabei allerdings nicht bzw. nicht direkt an den biologischen Qualitätskomponenten, sondern die Maßnahmen selbst dienen zur Herleitung des GÖP. Das heißt, die sich nach Umsetzung aller möglichen Maßnahmen einstellende „Biologie“ reflektiert dann letztlich das gute ökologische Potenzial der relevanten biologischen Qualitätskomponenten in dem betreffenden Wasserkörper. Verschiedene Modifikationen dieses Ansatzes sind in der jüngeren Vergangenheit in der Diskussion (so z.B. Koordinierungsgruppe Tideelbe, PODRAZA 2008).

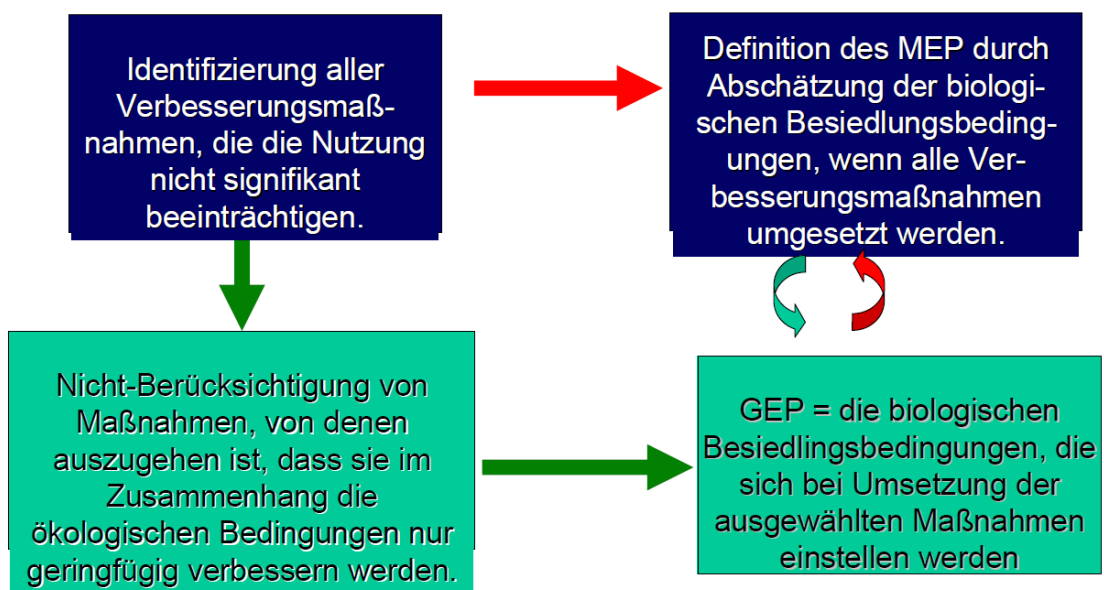


Abb. 6: Prager Ansatz zur Feststellung des ökologischen Potenzials (aus PODRAZA 2008). MEP: „Maximal Ecological Potenzial“; GEP = „Good Ecological Potenzial“.

U.a. nach SenGUV (2008) besteht gegenüber dem Ansatz HMWB-Leitfaden ein Vorteil des Prager Verfahrens darin, dass das GÖP nicht auf Grundlage eines prognostischen biologischen Referenzzustandes (HÖP) hergeleitet wird. Jede Abschätzung oder Prognose abiotischer oder biologischer Bedingungen ist grundsätzlich mit einer gewissen Unsicherheit behaftet. Da die Anzahl solcher Prognose-Schritte im Prager Verfahren geringer ist, wird dieses als weniger fehlerbehaftet einge-

schätzt. Allerdings ist in diesem Zusammenhang zu beachten, dass ohne eine biologische Zielvorgabe - formal ausgedrückt über EQR-Werte zur Beschreibung des HÖP/GÖP – das GÖP „beliebig“ werden könnte.

Niederländischer Ansatz

In den Niederlanden werden Aspekte von Prager Methode und CIS-Leitfaden zur Festlegung des ökologischen Potenzials aufgegriffen. Die Festlegung der Grenzwerte erfolgt hier über eine, so weit möglich, konkrete Abschätzung der Effektivität möglicher und zielführender Maßnahmen auf die Verbesserung des ökologischen Potenzials der biologischen Qualitätskomponenten basierend auf Modellergebnissen bzw. Experteneinschätzungen. Für Ästuare wird das „expert judgement“ aber wesentlich bleiben (vgl. VAN DEN BERG 2012). Die Abschätzung wird dabei auf der Ebene des EQR (Ecological Quality Ratio) vorgenommen. Die wesentlichen Aspekte dieser Herangehensweise lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Alle denkbaren Maßnahmen, abzüglich der ‚unmöglichen‘ Maßnahmen = HÖP, abzüglich der Maßnahmen mit geringem ökologischen Effekt = GÖP.
- Auf dieser Grundlage wird das HÖP bzw. GÖP für die jeweilige Qualitätskomponente unter Berücksichtigung der folgenden Schritte definiert:
- Erstellung von Wasserkörper-Kennblättern, die u.a. Maßnahmen, Kosten, Verantwortlichkeiten und Daten für das ökologische Potenzial enthalten.
- Bewertung der verbessernden Effekte der Maßnahmen auf das ökologische Potenzial der QK (Modelle, Daten, Experten) und Zuordnung von EQR-units (d.h., um wieviel Punkte (units) sich der EQR verbessern würde, wenn die entsprechende Maßnahme erfolgreich umgesetzt wäre). Nach dieser Methode wird ausgehend vom aktuellen EQR-Wert und eines maßnahmenbedingten EQR-Zugewinns das höchste bzw. gute ökologische Potenzial festgelegt: $EQR_{akt} + EQR_{maß} = EQR_{pot}$

Ein solches Vorgehen bedeutet, dass das „gute Potenzial“ eines Wasserkörpers weitgehend „individuell“ ist, da sich das Potenzial aus dem jeweiligen Ist-Zustand, den möglichen Maßnahmen und deren variablen biologischen Wirkungen in einem spezifischen Wasserkörper ergibt. Ein über den EQR festgelegtes biologisches Ziel, d.h. eine übergreifende identische Zielvorgabe für alle HMWB-Wasserkörper gleichen Gewässertyps und gleichen Beeinträchtigungstyps, ist unter Anwendung des Prager Ansatzes nicht erforderlich (s.o.) und nicht möglich.

4.3 Anpassung Referenzbedingungen

Eine weitere Möglichkeit zur Potenzialbestimmung wäre eine inhaltliche Anpassung der Referenzbedingungen (analog zum CIS-Leitfaden). Generell wären gewässertypspezifische Änderungen in der Ausprägung der Qualitätskomponenten, die entweder allgemeingültig oder nutzungsspezifisch sind, erforderlich. Zur Änderung der für die Bestimmung des ökologischen Zustands definierten Ankerpunkte, ggf. auch Änderung der ‚key metrics‘ vgl. PODRAZA (2008), MAKEF (o. J.) s.o.. Zur Anpassung der Referenzbedingungen wäre eine fachlich ausreichend begründete Anpassung bzw.

Reduzierung der Referenzartenlisten um solche Arten erforderlich, deren Vorkommen unter den heutigen HMWB-Rahmenbedingungen bzw. denjenigen Bedingungen, die sich nach Umsetzung denkbarer Verbesserungsmaßnahmen ergeben würden, auszuschließen wären.

4.4 Abwärtsskalierung

Diese Methode fokussiert auf die Bestimmung des ‚guten‘ bzw. ‚maximalen‘ Potenzials auf der Ebene des EQR. Über eine Skalenverschiebung wäre es z.B. denkbar, die EQR-Klassengrenzen weniger streng zu fassen und so „formal“ die Grenze für das ‚gute ökologische Potenzial‘ zu definieren (Abb. 7). Ein solches Vorgehen wäre möglich, da vor dem Hintergrund der weitgehend irreversiblen morphologischen Veränderungen vermutlich nicht davon auszugehen ist, dass sich auch nach Umsetzung denkbarer Maßnahmen wieder die historisch vielfältige und individuenreiche - dem ‚sehr guten‘ bzw. ‚guten‘ ökologischen Zustand entsprechende - Faunagemeinschaft einstellen kann. Wird z.B. die Grenze zwischen gutem und mäßigem ökologischen Potenzial bei einem EQR von $> 0,4 - 0,5$ gesetzt, bedeutet dies (unter Annahme äquidistanter EQR-Klassengrenzen), dass eine Ähnlichkeit von $> 40 - 50 \%$ zum Referenzzustand notwendig ist, um die Zustandsklasse ‚gutes Potenzial‘ zu erreichen.

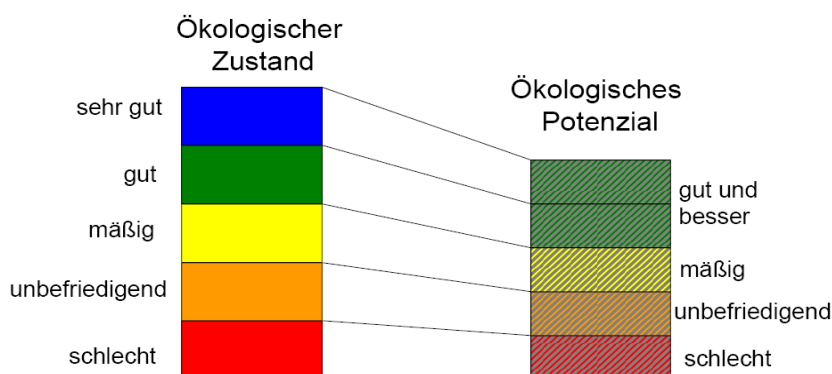


Abb. 7: Schematisierte Vorgehensweise zur Definition des ökologischen Potenzials: Abwärtsskalierung (vgl. BIOCONSULT 2006, PODRAZA 2008).

Ein gewisser Vorteil dieses sehr pragmatischen Ansatzes läge darin, dass die bestehenden Bewertungsverfahren und die dort definierten Referenzbedingungen unverändert bleiben könnten. Über eine fachlich begründete Herabstufung (%-Ähnlichkeit, s.o.) der Grenze mäßig/gut für das ökologische Potenzial, könnte das GÖP - ausgehend vom Referenzzustand - auch inhaltlich konkretisiert werden und damit auch eine gewisse Plausibilitätsprüfung ermöglichen. Bei dieser Vorgehensweise wäre das „gute ökologische Potenzial“ bei gleichen HMWB-Fallgruppen nicht wasserkörperindividuell sondern allgemein definiert. Es ist dabei vorauszusetzen, dass die Potenzialgrenzen so fachlich begründet hergeleitet sind, dass sie bei möglichem Handlungsbedarf, über die Umsetzung denkbarer Maßnahmen geeignet sind, die Grenzwerte für das gute Potenzial auch erreichbar erscheinen lassen.

5. Methodik zur Bestimmung des ökologischen Potenzials für die Übergangsgewässer Ems und Weser

Im Lichte und unter Berücksichtigung der oben dargestellten Ansätze zur Festlegung des ökologischen Potenzials wird hier für die Übergangsgewässer folgendes Vorgehen als sinnvoll erachtet: Zur Bestimmung des ökologischen Potenzials für den Typ „Übergangsgewässer“ erfolgt eine Orientierung an den CIS-Dokumenten, ähnlich dem LAWA-Ansatz. Allerdings werden auch Aspekte anderer methodischer Ansätze aufgegriffen. Abb. 8 zeigt eine grafische Übersicht über den hier verwendeten methodischen Ansatz zur Bestimmung des ökologischen Potenzials für den Typ „Übergangsgewässer T1“ (Ems, Weser).

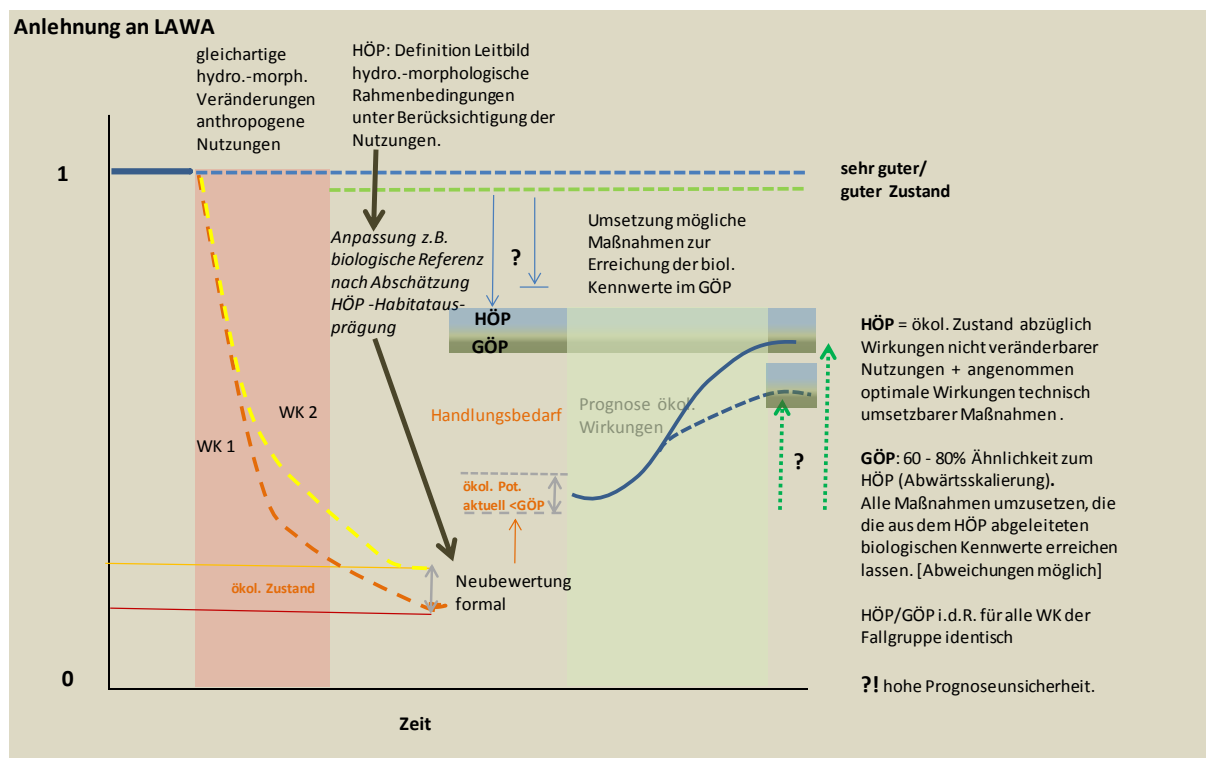


Abb. 8: Schema zur Bestimmung des ökologischen Potenzials für die Übergangsgewässer T1 (Ems, Weser) in Anlehnung an den HMWB-Leitfaden bzw. LAWA 2012. WK = hypothetischer Wasserkörper.

Die Berücksichtigung einiger Bearbeitungsschritte, die als ein wesentlicher Bestandteil im Rahmen des LAWA-Projektes durchgeführt wurden, war hier nur eingeschränkt sinnvoll bzw. möglich. Hierzu gehört z.B. die Analyse und Identifizierung der Belastungsfallgruppen. Zum einen existiert nur eine sehr überschaubare Anzahl an Übergangsgewässern (Typ T1) und zum anderen unterlagen/unterliegen die Ästuare wie in Kap. 3 zusammenfassend dargestellt vergleichbaren Nutzungsansprüchen, die eine weitere Kategorisierung über die Belastungskulisse nicht erforderlich erscheinen lassen. Die Nutzungen haben zu weitgehend gleichsinnigen hydromorphologischen Veränderungen bzw. Verlusten ästuartypischer Lebensräume geführt. In diesem Zusammenhang ist jedoch anzumerken, dass die vergleichbare Nutzungsintensität der Tideems, v.a. in deren innerem Ästuar, im Vergleich zur Weser zu einer wesentlich stärkeren stofflichen Belastung (Sauerstoffdefizite, Schwebstoffe, z.B. BOS et al. 2012) geführt hat. Trotz dieser Unterschiede ist es u.E. aber nicht

erforderlich, die Ems als eine eigene „Belastungsgruppe“ einzustufen und damit ein spezifisches Emspotenzial zu definieren. Dies erscheint auch deshalb plausibel, da mögliche Maßnahmen (s. Kap. 8) die pessimalen Rahmenbedingungen wieder deutlich verbessern können und damit generell ein der Weser vergleichbares ökologisches Potenzial erreichbar wäre.

Die im Folgenden dargestellten Aspekte (analog Abb. 8) sind für die Feststellung des ökologischen Potenzials der hier betrachteten Übergangsgewässer erforderlich.

Ausgehend vom HÖP (EQR 0,8 – 1) erfolgt analog zur Bewertung des ökologischen Zustands eine äquidistante Abwärtsskalierung, d.h. das GÖP wird durch EQR 0,6 – <0,8 definiert, das mäßige Potenzial entspricht einen EQR von 0,4 - <0,6, etc..

(1) Aspekt Beeinträchtigungen

Wie in Kap. 3 ausgeführt, sind die Faktoren die zu einer HMWB-Ausweisung führten auf folgende Nutzungen zurückzuführen: Schifffahrt und Ausbauten (Vertiefung Fahrwasser, Festlegung Stromstrich), Küstenschutzmaßnahmen (Eindeichungen), Unterhaltung der Schifffahrtsstraße (Baggern & Verklappen). Einen gewissen Beitrag liefern wohl auch sonstige Nutzungen (z.B. Kühlwasserentnahmen) wobei aber solche nicht zwangsläufig mit hydromorphologischen Veränderungen einhergehen müssen und somit wohl auch prioritär für die Ausweisung der Übergangsgewässer als HMWB nicht herangezogen wurden.

Aus den Nutzungsansprüchen resultieren signifikante hydromorphologische Veränderungen wie v.a.:

- Verlust Übergangszone Salz-Süßwasser (lateral),
- Verlust Flachwasserzonen, Nebenrinnen,
- Reduktion der natürlichen Habitatdiversität (Uferbereiche, Sublitoral),
- Erhöhung Tidehub,
- Erhöhung/Veränderung Strömungsmuster.

Die beispielhaft bzw. orientierend durchgeführte formalisierte Bewertung mittels des Pressure-Index (vgl. Kap. 3.2) zeigt ein hohes Beeinträchtigungsniveau der Übergangsgewässer. Eine differenzierte Betrachtung nach „Pressure-Typen“ verdeutlicht auch die weitgehend gleichsinnige Belastung der Ästuarie über v.a. morphologische Veränderungen. Dennoch sind Auswirkungen der weitgehend gleichartigen Nutzungen unterschiedlich, insofern als sich der aktuelle ökologische Zustand z.B. in der Unterems von demjenigen der Unterweser unterscheidet. Wie oben bereits angemerkt, erscheint es aber insgesamt gerechtfertigt, die Übergangsgewässer zunächst nicht individuell zu behandeln, sondern als eine „Fallgruppe“ zu betrachten (analog zur LAWA sind die Ausweisungsgründe: „SFF – Schifffahrt auf freifließenden Gewässern“ und „HWS – Hochwasserschutz“).

(2) Definition Referenzbedingungen im HÖP/GÖP

Analog zum CIS-Leitfaden erfolgt die Definition der Referenzbedingungen (HÖP) über hydromorphologische Rahmenbedingungen. Für die Festlegung der Referenzbedingungen, d.h. für die Einschätzung der biologischen Kennwerte im HÖP/GÖP, werden der Ist-Zustand sowie prognostizierte (angenommene) Wirkungen der möglichen bzw. zulässigen Maßnahmen (Hinweise zur Maßnahmenplanung siehe weiter unten) berücksichtigt. Die Festlegung der Referenzbedingungen erfolgt dabei z.T. datenbasiert, d.h.

- die höchsten rezenten Werte der relevanten Metrics (z.B. Artenvielfalt, Abundanzen) bilden die Grundlage für die Herleitung des HÖP. Werte, die zur Beschreibung des HÖP dienen können, werden unter den aktuellen Bedingungen Ästuar übergreifend räumlich und zeitlich jedoch eher sporadisch verzeichnet (s. Kap. 7), sie geben aber zumindest orientierende Hinweise auf das „mögliche“ Potenzial. Hier ist anzumerken, dass dieser Ansatz nicht auf empirisch belegten Fakten beruht, sondern eher einer Konvention für die Festlegung des HÖP entspricht.

Als ein nächster Schritt wird dann vorausgesetzt, dass:

- unter Annahme optimaler Wirkungen der Maßnahmen (s. u.), solche „HÖP-Kennwerte“ nicht nur sporadisch, sondern regelmäßig zu erfassen sind und es sich dadurch rechtfertigt, anhand der rezenten „best of-Werte“ das HÖP zu definieren.
- falls ein Vorgehen über „best of-Werte“ nicht möglich oder sinnvoll erschien, sind die Referenzwerte für das HÖP fachlich hergeleitet worden; in diesem Fall handelt es sich um zunächst als plausibel erachtete „Setzungen“.

Das anzustrebende Bewirtschaftungsziel GÖP ergibt sich analog LAWA-Methodik in der formalen Abwärtsskalierung. Das heißt, eine fachlich gesetzte Ähnlichkeit (hier 60 %, d.h. analog zur Abstufung des linear skalierten EQR: 0,8 – 1; 0,6 – 0,799, etc.) zum HÖP definiert die Untergrenze des GÖP.

(3) Maßnahmenplanung

Ein wichtiger Aspekt in Bezug auf die Maßnahmenplanung bezieht sich auf deren Umsetzungsmöglichkeit. Die Realisierung denkbarer Maßnahmen für HMWB unterliegt nach CIS-Leitfaden bestimmten Vorgaben bzw. Variablen, die z.T. wenig konkretisiert sind und daher einen gewissen Interpretationsspielraum zulassen. In diesem Zusammenhang seien einige Punkte/offene Fragen genannt, die im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht weiter vertieft bearbeitet werden konnten:

- Wer entscheidet unter welchen Kriterien, ob und ab wann eine Maßnahme eine spezifische Nutzung signifikant beeinträchtigt, so dass eine solche Maßnahme nicht umsetzbar erscheint?
- Ähnliches gilt auch für die Entscheidung, ab wann eine Maßnahme unter die Vorgabe fällt, dass die Umwelt im weiteren Sinne nicht beeinträchtigt werden darf? Auch in diesem Zusammenhang ist eine Definition des Begriffs „Beeinträchtigung“ sinnvoll.

- Es bleibt zu definieren, wann eine Maßnahme als unverhältnismäßig teuer einzustufen und damit auszuschließen ist.

Für die zukünftige maßnahmenbezogene Planung zur Zielerreichung (GÖP) sind u.a. die oben genannten Aspekte durch die zuständigen Instanzen zu klären. Im Rahmen des Projektes wurde ein (vorläufiger) Maßnahmenkatalog (s. Kap. 8) zusammengestellt und durch die zuständige Fachbehörde im Hinblick auf Umsetzbarkeit - soweit dies heute schon möglich ist - überprüft. Dabei blieben Maßnahmen, deren Umsetzung als eindeutig zweifelhaft angesehen wurde, unberücksichtigt.

(4) Anpassung der Bewertungsverfahren und Neubewertung der Wasserkörper

Anders als es die LAWA-Methodik z.B. für die MZB-Bewertungsverfahren der Fließgewässer als Möglichkeit benennt, erfolgt für die Übergangsgewässerverfahren kein Ausschluss oder Hinzufügen neuer Metrics. Die Modifikationen beziehen sich – wie oben dargestellt - v.a. auf die Anpassung der ursprünglichen Ankerpunkte der zur Bewertung des ökologischen Zustandes relevanten Kenngrößen, z.B. Flächenausdehnung, Taxazahl, Diversität, Abundanz, an das HÖP/GÖP. Ergänzend wird für die Potenzialbewertung z.T. auch eine Anpassung der EQR-Klassengrenzen vorgenommen. Diesbezüglich sind weitere Details komponentenspezifisch dem Kap. 7 zu entnehmen.

Auf der Grundlage der angepassten, aber im Grundsatz unveränderten Bewertungsverfahren, erfolgt eine Neubewertung der Übergangsgewässer (s.u.).

Vor dem Hintergrund der Maßnahmenplanung (s.o.) wird zu diskutieren sein, ob und wie man ggf. zusätzlich ein maßnahmenbezogenes Monitoring durchführt und die ermittelten Daten vor dem Hintergrund der Ziele dieser Maßnahme eigenständig bewertet. Im Folgeschritt bleibt zu prüfen, wie man die spezifische Maßnahmenbewertung als Teil der Gesamtbewertung quantitativ berücksichtigt.

(5) Durchführung der Maßnahmen (Defizitanalyse)

Wenn im Rahmen der Potenzialbewertung festgestellt wird, dass die Qualitätsklasse „GÖP“ nicht erreicht wird, ist Handlungsbedarf gegeben. Zur Erreichung des GÖP sind also die zielführenden Maßnahmen umzusetzen. Aufgrund der großen Wasserkörper und des damit verbundenen vergleichsweise umfangreichen Maßnahmenerfordernisses ist es wahrscheinlich, dass

- die zur Zielerreichung erforderlichen Maßnahmen nicht alle unmittelbar umgesetzt werden können,
- viele Maßnahmen sehr wahrscheinlich erst nach einem (hier nicht zu quantifizierenden) Zeitraum ihre ökologischen Wirkungen entfalten.

Unter diesen Annahmen erscheint eine kurzfristige Erreichung des GÖP eher unwahrscheinlich. Realistisch ist eine stufenweise Annäherung an das „Gute ökologische Potenzial“. Eine schrittweise Annäherung sollte durch begleitende Untersuchungen der Maßnahmen so gut wie möglich dokumentiert werden.

(6) Zielerreichung

Wir gehen davon aus, dass die optimale Umsetzung der möglichen Maßnahmen die Erreichung des Bewirtschaftungsziels „GÖP“ erwarten lässt. Allerdings ist es zum einen nur sehr eingeschränkt möglich, die ökologische Wirkung maßnahmenspezifisch auf der Ebene der EQR-Werte formal zu quantifizieren. Zum anderen ist es mit einigen Ausnahmen (Makrophyten) im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht festzulegen, welche räumliche Ausdehnung für einen jeweiligen Maßnahmen-typ vorzusehen ist, um einen optimalen Beitrag zur Erreichung des Bewirtschaftungsziels zu leisten. Gerade die ökologischen Effekte kleinräumiger Maßnahmen sind, wenngleich vorhanden, vor dem Hintergrund der großen Übergangsgewässerkörper durch das Überblicksmonitoring und der auf diesen Daten basierten formalen Bewertung vermutlich kaum darzustellen.

An dieser Stelle sei also noch einmal deutlich darauf hingewiesen, dass die hier für die biologischen Qualitätskomponenten durchgeführte Festlegung des ökologischen Potenzials auf der Annahme einer optimalen quantitativen Umsetzung und auf der Annahme auch ökologisch optimaler Wirkungen beruht. Das HÖP/GÖP basiert hier also nicht auf einer wissenschaftlichen Herleitung, da keine oder kaum empirische Daten vorliegen, mit denen für die Übergangsgewässer belegt werden kann,

- wie strukturelle Verbesserungsmaßnahmen abhängig von Typ und Umfang auf die jeweilige biologische Qualitätskomponente wirken und welche Auswirkungen dies auf den gesamten Wasserkörper des Übergangsgewässers hat („Strahlwirkung?“),
- ob (die auch zukünftig) weiter bestehenden Nutzungen, die zu den aktuellen Defiziten bzw. zur HMWB-Ausweisung geführt haben, den ohnehin kaum prognostizierbaren „Wirkungsgrad“ von Maßnahmen beeinflussen bzw. dämpfen können,
- ob die Bewertungsverfahren mögliche u.U. räumlich begrenzte Effekte detektieren und einen „EQR-Zugewinn“ auch belegen – also inwiefern sich das GÖP auf dieser Ebene auch formal erreichen lässt? Vor diesem Hintergrund erscheint es sinnvoll, den EQR-Zugewinn über einen Flächenansatz (z.B. über Größe und Güte einer Maßnahme vs. Wasserkörpergröße) zu quantifizieren. Die Erarbeitung eines solchen methodischen Ansatzes war jedoch nicht Auftragsbestandteil der vorliegenden Arbeit. Dennoch wird im Rahmen der Studie ein erster grober Verfahrensvorschlag zu Diskussion gestellt (s. Kap. 10)

Zusammenfassender Überblick

Tab. 3 zeigt abschließend eine zusammenfassende Übersicht über verschiedene Methoden zur Bestimmung des ökologischen Potenzials im Vergleich zu dem hier für den Typ Übergangsgewässer (Ems, Weser) vorgeschlagenen Ansatz.

Tab. 3: Vergleichende Übersicht über verschiedene Methoden zur Bestimmung des ökologischen Potenzials für HMWB-Gewässer.

Aspekte zur Bestimmung des GÖP	Methode nach CIS z.B. LAWA 2012	Prager Methode	Andere Ansätze (Anpassung Klassengrenzen)	Ansatz für ÜG (Weser/Ems)
Kategorisierung nach HMWB-Gruppen	ja, Belastungsfallgruppen	nicht zwingend	nicht zwingend	nein, hier nicht erforderlich, nach Analyse der Hauptbelastungen: <i>aufgrund geringer Anzahl ÜG und vergleichbarer Belastungsfaktoren Gruppenbildung nicht erforderlich</i>
Grundlage zur Bestimmung des GÖP	Definition des HÖP (biologisch), über Habitatbedingungen im HÖP, die über alle möglichen Maßnahmen erreichbar sind, wenn Typwechsel Berücks. der Kennwerte eines am besten vergl. natürl. Gewässertyps	Istzustand (Zustands-Klassifikation mittels vorliegender Bewertungsverfahren)	Istzustand (Zustands-Klassifikation mittels vorliegender Bewertungsverfahren)	Definition des HÖP (biologisch), über Habitatbedingungen im HÖP, die über alle möglichen Maßnahmen erreichbar sind; kein Typwechsel Übertragung von Referenzwerten aus vergl. Typen nicht möglich
Maßnahmenbezug	ja, zur Bestimmung des HÖP, damit indirekt auch für das GÖP	ja, Auswirkung aller effektiven Maßnahmen ergeben GÖP	ja, Auswirkung aller möglichen Maßnahmen ergeben GÖP	ja, Erreichbarkeit des GÖP setzt positive Wirkungen der möglichen Maßnahmen voraus
Festlegung GÖP	Fallgruppenspezifisch, Abwärtsskalierung vom HÖP (GÖP-Grenze = 60% der HÖP-Kennwerte)	Variabel, EQR-Istzustand zzgl. "Zugewinn" nach Umsetzung der wirksamen Maßnahmen in einem Wasserkörper	"Setzung", z.B.. fachlich begründetes "Downgrading" der für den ökol. Zustand definierten Klassengrenzen	Abwärtsskalierung vom HÖP (z.T. äquidistant, z.T. auch Beibehaltung der durch die vorl. Bewertungsverfahren definierten Klassengrenzen)
Anpassung Bewertungsverfahren	ja, Modifizierung erforderlich, z.B. Fokussierung auf geeignete Metrics, Veränderung von Ankerpunkten, Anpassung der Referenzbedingungen	nein, keine Modifizierung der vorliegenden Bewertungsverfahren	nein, keine Modifizierung der vorliegenden Bewertungsverfahren	zum Teil Modifizierung erforderlich, Veränderung von Ankerpunkten, Anpassung der Referenzbedingungen. Z.T. bleiben Verfahren unverändert, da bereits auf Potenzialbewertung fokussiert
GÖP - standardisiert	ja, standardisierte Zielvorgaben für Fallgruppen, d.h. wasserkörperübergreifend einheitlicher EQR-Wert für das GÖP.	nein, individuell, wasserkörperspezifisch, da die Auswirkung der Maßnahmen den GÖP-Wert letztlich bestimmt	ja, standardisierte Zielvorgaben für den entsprechenden Gewässertyp	ja, standardisierte Zielvorgaben für die Übergangsgewässer T1
Anteil prognostischer Arbeitsschritte	hoch, bezgl. Herleitung HÖP, Abschätzung der Maßnahmenwirkung;	gering, da Methode basierend auf Istzustand und den sich einstellenden maßnahmenbedingten Effekten; jedoch höher hinsichtlich Beurteilung der Maßnahmeneffektivität	mittel, Abschätzung der Maßnahmenwirkung	hoch, bezgl. Herleitung HÖP, Abschätzung der Maßnahmenwirkung
Überprüfung GÖP	ja, nach Umsetzung aller Maßnahmen erforderlich, ggf. auf empirischen Daten beruhende Anpassung des GÖP	nein, da keine "Zielvorgabe" ergibt ausschließlich über die sich einstellenden Wirkungen aller umgesetzten Maßnahmen	ja, nach Umsetzung aller Maßnahmen erforderlich, ggf. auf empirischen Daten beruhende Anpassung des GÖP	ja, nach Umsetzung aller Maßnahmen erforderlich, ggf. auf empirischen Daten beruhende Anpassung des GÖP

6. Festlegung des „Höchsten“ bzw. „Guten Ökologischen Potenzials“

6.1 Fische (FAT-TW)

Bewertungsansatz

Im Rahmen der Umsetzung der WRRL ist der ökologische Zustand der Übergangsgewässer auch mittels der Fischfauna zu bewerten. Das Anfang 2006 vorgelegte Verfahren umfasst qualitative Metrics (Artengemeinschaft unter Verwendung ökologischer Gilden) und die Nutzung einer historischen Referenz als Bezugsgröße für die Ermittlung des ökologischen Zustandes im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie (BIOCONSULT 2006). Darüber hinaus wird der in der WRRL geforderte Aspekt ‚Abundanz‘ (artspezifische Häufigkeitsklassen) über sogenannte Indikatorarten bewertet. Das Verfahren, das insgesamt auf 10 Messgrößen basiert, wurde – neben der Verwendung von historischen Daten – v.a. auf der Grundlage eines umfangreichen rezenten Datensatzes aus der Elbe (Monitoring der Wassergütestelle Elbe) und ergänzend aus Weserdaten erarbeitet. Dies gilt insbesondere für die Herleitung der quantitativen Referenzbedingungen.

Referenzbedingungen

Die Fisch-Referenzgemeinschaft (Artenspektrum, Häufigkeiten) für Übergangsgewässer (ÜG) zur Beschreibung des sehr guten ökologischen Zustands wurde vornehmlich aus historischen Arbeiten hergeleitet, die überwiegend aus dem Zeitraum von ca. 1870 bis 1920 datiert sind, d.h. einem Zeitraum vor bzw. am Beginn der ersten großen Strombaumaßnahmen. Da bereits zu diesem Zeitpunkt die Ästuaranthropogenen Nutzungen unterlagen, stellt die Referenz zwar keinen pristinen Zustand dar, repräsentiert aber im Hinblick auf die Fischfauna dennoch einen (sehr) guten ökologischen Zustand, da die Artenvielfalt sehr hoch war und die wesentlichen Charakterarten der Ästuarie wie z.B. Stör (*Acipenser sturio*), Schnäpel (*Coregonus oxyrhynchus*), Maifisch (*Alosa* spp.), Lachs (*Salmo salar*) etc. noch in großen Mengen gefangen wurden. Die Festlegung der Referenzhäufigkeiten wurde v.a. auf der Grundlage vorhandener aktueller Daten nach dem ‚best off‘-Prinzip durchgeführt. Allerdings gab es auch einige methodisch vergleichbar erhobene historische Daten, die verwendet werden konnten und wertvolle Hinweise für eine Plausibilisierung der hergeleiteten Referenzhäufigkeiten lieferten.

Metrics-Artengemeinschaft (4 Metrics)

Im Rahmen des Bewertungsverfahrens ist auf der Grundlage der zur Verfügung stehenden Daten die historische Artengemeinschaft belastbar abgeleitet worden. Das Artenspektrum wurde nach ökologischen Gilden (Diadrome Arten, Ästuarine Residente, Marin-Juvenile, Marin-Saisonale) differenziert, die jeweils mehr oder weniger spezifische Ansprüche an ihren Lebensraum haben und so eine Indikation von bestimmten Beeinträchtigungen ermöglichen. Die Artenzusammensetzung der genannten Gilden fungiert jeweils als qualitative Messgröße.

Metrics – Abundanz/Altersstruktur (6 Metrics)

Im Rahmen der Entwicklung des Bewertungsverfahrens war es nicht möglich, für alle historisch belegten Arten Referenzhäufigkeiten herzuleiten. Aus diesem Grund ist die quantitative Betrachtung letztlich auf sechs ausgewählte ‚Indikatorarten‘ beschränkt worden. Die Auswahl der Indikatorarten, deren Häufigkeiten jeweils als Messgröße herangezogen werden, erfolgte unter verschie-

denen Gesichtspunkten: 1. naturschutzfachlich bedeutsam (v.a. FFH-Arten aufgrund der Synergie mit Natura 2000), 2. unterschiedliche Habitatansprüche (benthisch, demersal, pelagisch, Hartsubstrat- und Weichsubstratarten), 3. kommerziell bedeutsam. Alle ausgewählten sechs Indikatorarten sind charakteristische Vertreter der ästuarinen Fischgemeinschaft. Folgende Arten wurden als Indikatoren ausgewählt: Finte, Stint, Flunder, Großer Scheibenbauch, Hering sowie Kaulbarsch (vgl. SCHOLLE & SCHUCHARDT 2012).

Der ökologische Zustand wird als Abweichung von der Referenz ermittelt. Dies ist möglich für die Aspekte Artenspektrum auf der Ebene der jeweiligen ökologischen Gilden sowie für den Aspekt Häufigkeit auf Ebene einer Abundanz der Indikatorarten. Die Bewertung erfolgt computergestützt auf der Grundlage einer Datenbank, die die historischen und artspezifischen Charakteristika (Zugehörigkeit zu Nutzer-, Habitat-, Reproduktionsgilden, artspezifische Häufigkeiten etc.) umfasst. Das Gesamtergebnis ist ein Mittelwert aus den Ergebnissen aller 10 Metrics, die alle gleichgewichtig in das Endergebnis eingehen. Abschließender Schritt ist die Zuordnung des Ergebnisses zu einem EQR (Ecological Quality Ratio)-Wert, der nach einem 5-stufigen System Werte zwischen 0 – 1 annimmt und eine entsprechende ökologische Zustandsklasse (EQR 1 = sehr gut, ..., 0 = schlecht) ausweist.

Anpassung des FAT-TW zur Bewertung des Ökologischen Potenzials – Definition HÖP/GÖP

Durch die hydromorphologischen Veränderungen haben sich Ausdehnung und/oder Struktur wichtiger Habitats (Seitengewässer, Flachwasserzonen) in den Wattenmeerästuaren verändert (vgl. Kap. 3). Diese Veränderungen sowie die fortlaufenden Nutzungen führten bzw. führen im Vergleich zu einer historischen Referenz auch zu einer erkennbaren Veränderung der aquatischen Lebensgemeinschaften. Im Hinblick auf die Qualitätskomponente Fische zeigen sich solche Veränderungen insbesondere dadurch, dass die Abundanz vieler Arten deutlich zurückging und einige Arten wie Stör oder Maifisch heute nicht mehr oder nur sporadisch in den Ästuaren anzutreffen sind. Betrachtet man die vorliegenden rezenten Daten aus dem Überblicksmonitoring wird aber auch deutlich, dass sich das Artenspektrum im Vergleich zur Bestandsgröße (Abundanz der Arten) gegenüber dem historischen Vergleichsmaßstab weniger stark verändert hat. Allerdings scheint die Nachweisfrequenz, d.h. die Stetigkeit einer Art bei gleichem Untersuchungsaufwand, in einem erheblich veränderten System geringer zu sein als in einem anthropogen nicht oder gering belasteten Lebensraum.

Vor diesem Hintergrund ist es also plausibel, die definierten Klassengrenzen des Fischbewertungsverfahrens, die sich auf den ökologischen Zustand beziehen, also an einem historischen Referenzzustand orientiert sind, wo sinnvoll zu verändern und an die weniger strengen Ziele für HMWB-Wasserkörper anzupassen. Dies erfolgt, so weit möglich, auf der Grundlage der vorliegenden rezenten Daten. Wie bereits in Kap. 5 allgemein beschrieben, werden die rezenten „best of-Werte“ (Taxazahlen, Abundanz) als Grundlage zur Herleitung der Klassengrenzen für das ökologische Potenzial verwendet. Im Folgenden werden die u.E. erforderlichen Anpassungen für die FAT-TW Metricgruppen „Artenspektrum“ und „Abundanz Indikatorarten“ dargestellt.

Artenspektrum

Das Bewertungsverfahren berücksichtigt den Aspekt Artengemeinschaft auf der Grundlage der Artenzahlen ökologischer Gilden, die für das Übergangsgewässer obligatorisch sind. Hierzu gehören

die diadromen Arten (Gilde Diadrom), für die das Übergangsgewässer v.a. als Wanderroute zu ihren in den Flussoberläufen gelegenen Reproduktionsarealen fungiert. Einige diadrome Arten (z.B. Finte, Stint) vollziehen wesentliche Lebenszyklen im ästuarinen Bereich. Neben den diadromen Arten sind drei weitere Gilden für das Übergangsgewässer relevant (Ästuarine Residenten, Marine-juvenile und Marin-Saisonale). Die Zuordnung der Arten zu den Gilden erfolgte nach ELLIOT & DEWAILLY (1995) sowie nach der Revision der artspezifischen Gildenzuordnungen von FRANCO et al. (2008). Im Rahmen der vorliegenden Arbeit erfolgte eine kritische Überprüfung des Referenzartenspektrums unter den Gesichtspunkten:

- Neueinstufungen Gildenzugehörigkeit nach FRANCO et al. (2008),
- Auswertung der rezenten Daten im Hinblick auf Nachweise des Referenzartenspektrums für die Anpassung der Referenzbedingungen an das ökologische Potenzial.

Die Auswertung hat ergeben, dass im Zeitraum von 2007 – 2012 das Artenspektrum in den betrachteten Übergangsgewässern vergleichsweise umfangreich war. Insgesamt konnten in Weser- und Ems-Ästuar übergreifend 38 Referenztaxa aus den relevanten Gilden festgestellt werden. Die Referenzwerte für den guten ökologischen Zustand liegen für Weser und Elbe bei insgesamt 49 Taxa und für die Ems bei 44 Taxa.

In der Weser konnten im Zeitraum 2007 – 2011 (zweijährliche Untersuchungskampagnen) 35 und in der Ems im Zeitraum 2008 – 2012 (jährliche Untersuchung, ohne 2011) 36 Referenzarten erfasst werden. Die Jahreswerte liegen dabei etwas unter den aggregierten Artenzahlen eines 6-Jahreszeitraumes, da nicht immer jede Art zu jedem Untersuchungszeitpunkt erfasst wurde. Insgesamt sind interannuell die Ähnlichkeiten bezogen auf das Artenspektrum relativ hoch. Dies verdeutlichen die Ergebnisse des beispielhaft berechneten Jaccard-Index (Artenidentität). Die Berechnung erfolgte auf der Ebene der presence-absence-Daten.

Im Vergleich aller Jahresergebnisse liegen die Artenidentitäten i.d.R. >66 %. Ab 2009 waren in der Ems die Artenzahlen insgesamt höher als in den Vorjahren. Dies begründet auch die abnehmenden Ähnlichkeitswerte auf der Grundlage der Vergleiche „2008 vs. 2009 ff“. Im Zeitraum 2009 – 2012 variiert die gildenspezifische Artenidentität dann nur „gering-mäßig“. Ähnliches gilt auch für das Übergangsgewässer der Weser.

Abb. 9 zeigt das Ergebnis der Ähnlichkeitsberechnung für Ems und Weser.

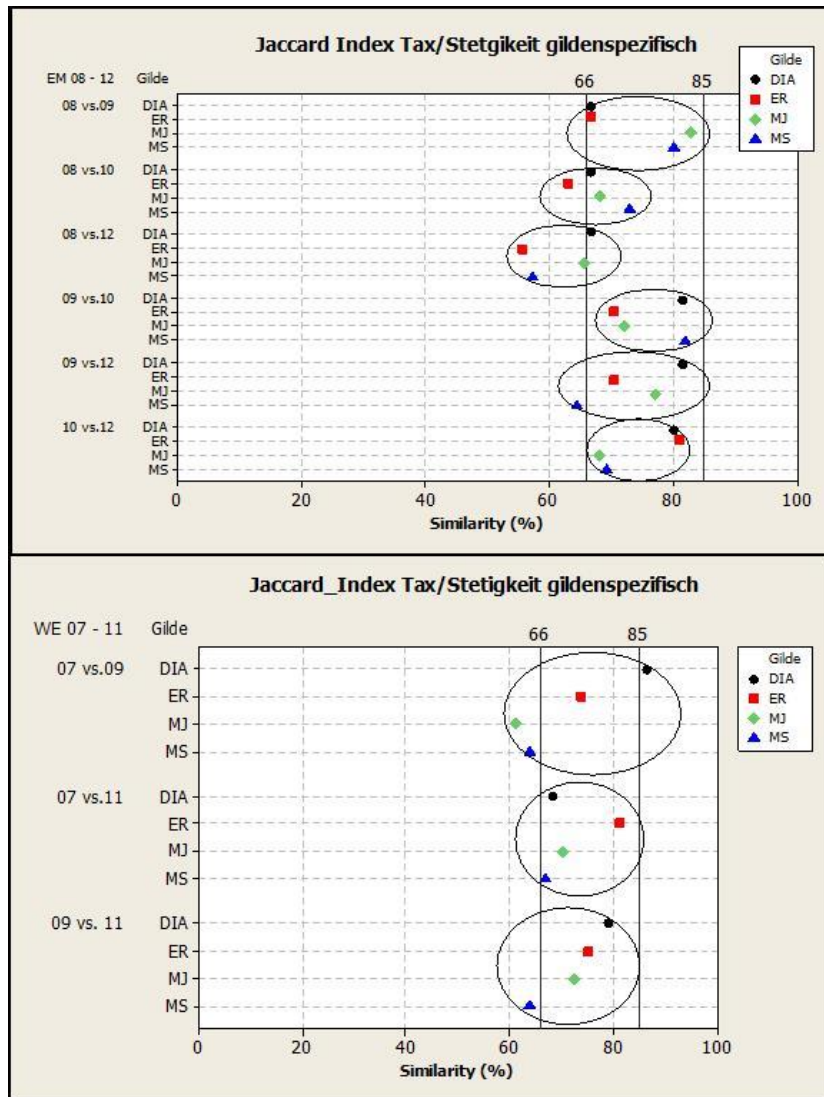


Abb. 9: Interannuelle Ähnlichkeit (Jaccard-Index %) der Fischartenspektren im Übergangsgewässer von Ems (oben) und Weser (unten), differenziert nach ökologischen Gilden. Dia = Diadrome Arten, ER = Ästuarine Residenten, MJ = Marine Juvenile, MS =Marin Saisonale.

Nach Überprüfung des Artenspektrums auf Gildenzugehörigkeit (nach FRANCO et al. 2008) und unter Berücksichtigung der Nachweiswahrscheinlichkeit einer Art im Übergangsgewässer (aufgrund ihrer anzunehmenden/revidierten Verbreitungsmuster – vgl. BIOCONSULT 2013), wurden für die Anpassung der Referenzbedingungen an das ökologische Potenzial folgende Kriterien herangezogen:

- Vorkommen einer Art ist aufgrund der heutigen veränderten Hydromorphologie bei Berücksichtigung denkbarer zukünftiger Verbesserungsmaßnahmen grundsätzlich auszuschließen oder
- historische Verbreitungsangabe „Nordsee-Ästuar“ fraglich (ggf. auch historisch eher Zufallsfunde) und/oder
- kein rezenter Nachweis einer Art und

- Revision der Gildenzugehörigkeit und
- Art gilt nach der Roten Liste als nicht gefährdet bzw. ist nicht im Anhang II der FFH-RL als typische Art ästuariner Lebensräume aufgeführt.

Bei Zutreffen der o.g. Kriterien erfolgte ggf. ein Ausschluss einer Art aus der historischen Referenzartenliste. Wir definieren die angepasste Liste als Referenzbedingung für das HÖP. Die Ergebnisse seien hier kurz dargestellt.

- a) Aus der Gilde der diadromen Arten liegen für Stör und Maifisch keine rezenten Nachweise in Weser und Ems vor und es ist auch nicht sehr wahrscheinlich, dass eine Etablierung mittelfristig zu erwarten ist. U.E. ist allerdings nicht auszuschließen, dass nach Umsetzung geeigneter Verbesserungsmaßnahmen - selbst wenn solche sehr weitreichend sein müssen - eine Wiederansiedlung möglich erscheint (z.B. derzeitige Wiederansiedlungsvorhaben des Störs in Elbe und Nebenflüssen). Insgesamt bleiben also alle Arten dieser Gilde auch für die Potenzialbewertung (Metricgruppe: Artengemeinschaft) relevant. Zur Erreichung des **GÖP** ist die Präsenz z.B. von Stör oder Maifisch aber nicht zwingend erforderlich.
- b) Aus der Gilde der ästuarinen Arten sind verschiedene Arten rezent nicht nachgewiesen worden.

Bei der in der Referenzartenliste des FAT-TW aufgeführten Gefleckten Grundel handelt es sich um eine fehlerhafte Zuordnung zur Gilde der Ästuarin-Residenten. Die Art gehört eher zu den marinen Arten und wird daher als Referenzart nicht mehr berücksichtigt.

Die in Tab. 4 aufgeführten Schlangennadeln werden zwar von LOHMEYER (1907) und SCHRÄDER (1941) für die norddeutschen Ästuare benannt und wurden 2006 folgerichtig auch in das Referenzartenspektrum aufgenommen (vgl. BIOCONSULT 2006). Außerhalb der Übergangsgewässer erfolgte ein rezenter Nachweis von *Nerophis lumbriciformis* durch BOLLE et al. (2009). In der Roten Liste der Meeresfische (THIEL mdl.) werden die *Nerophis*-Arten aber für den Nordseebereich gar nicht aufgeführt, da hier nicht ihr Verbreitungsschwerpunkt liegt. Vor diesem Hintergrund ist ein regelmäßiger Nachweis nicht zu erwarten und es ist daher plausibel, die Arten nicht zu den relevanten Referenzarten für das HÖP/GÖP zu zählen.

Der Froschdorsch ist rezent nicht erfasst worden und wird nach FRANCO et al. (2008) nicht mehr explizit den „Ästuarin-Residenten“ Arten zugeordnet. Aufgrund unzureichender Daten erfolgte nach THIEL (mdl.) keine Rote-Liste-Einstufung. Die Art wird daher ebenfalls nicht in das Referenzartenspektrum des HÖP für die Übergangsgewässer einbezogen.

Der Seestichling konnte in der jüngeren Vergangenheit ebenfalls nicht nachgewiesen werden. Ein Vorkommen der Art ist aber generell in geeigneten Habitaten (Seegraswiesen, Tang) nicht auszuschließen. Der Seestichling ist nach der Roten Liste „stark gefährdet“, der Grund für die Gefährdung ist nach THIEL et al. (i. Druck) eine Folge von Habitatveränderungen. Mit geeigneten Maßnahmen (Entwicklung Seegrasflächen, Flachwasserzonen etc.) wäre ein zukünftig wieder regelmäßigeres Vorkommen des Seestichlings nicht auszuschließen. Insofern wird die Art, trotz eines fehlenden rezenten Nachweises und einer partiellen

Revision der Gildenzugehörigkeit, weiterhin zum Referenzartenspektrum der Gilde „Ästuarin Residente“ gezählt.

- c) Pollack, Gemeiner Stechrochen sowie Sardine werden nach FRANCO et al. (2008) nicht mehr ausschließlich als typisch ästuarine Arten eingestuft, sondern auch der Gilde der marinen Gäste (MM) zugeordnet. D.h. solche Arten sind vermutlich nicht zum stetigen Arteninventar zu rechnen, und werden daher im Rahmen der Potenzialbewertung nicht mehr dem Referenzartenspektren der jeweiligen Gilden zugerechnet.

Tab. 4 zeigt eine zusammenfassende Übersicht über die Ergebnisse der Überprüfung des Referenzartenspektrums.

Tab. 4: Arten ohne rezente Nachweise (2006 – 2012) in den Ästuaren Weser und Ems und deren revidierte Gildeneinstufungen. Gilde nach ELLIOT & DEWAILLY 1995; Gild rev. Nach FRANCO et al. 2008. ** = fehlerhafte Gildeneinstufung nach FAT. Möglicherw. = Zusammenhang zwischen Vorkommen der Art und denkbarer Verbesserungsmaßnahmen im Übergangsgewässer nicht zwingend. Diadrom = Diadrome Arten, ER = Ästuarine Residenten, MJ = Marine Juvenile, MS = Marin Saisonale, MM = Marine Zufallsgäste.

Gilde/Name		Gilde	Gilde rev.	rezente Nachweise	Vorkommen auch nach Verbesserungsmaßnahmen auszuschließen	Potenzial - Referenz
Diadrome Arten						
Stör	<i>Acipenser sturio</i>	diadrom	k.Ä.	nein	nein	ja
Maifisch	<i>Alosa alosa</i>	diadrom	k.Ä.	nein	nein	ja
Ästuarine Arten						
Kl. Schlangennadel	<i>Nerophis ophidion</i>	ER	ER/MS	nein	möglicherw.	nein
Krumm. Schlangennadel	<i>Nerophis lumbriciformis</i>	ER	k.Ä.	nein	möglicherw.	nein
Gefl. Grundel	<i>Pomatoschistus pictus</i>	ER**	MS	ja	möglicherw.	nein
Froschdorsch	<i>Raniceps raninus</i>	ER	ER/MS	nein	möglicherw.	nein
Seestichling	<i>Spinachia spinachia</i>	ER	ER/MS	nein	nein	ja
Marin-Juvenile Arten						
Pollack	<i>Pollacius pollachius</i>	MJ	MS/MM	nein	möglicherw.	nein
Marin-Saisonale Arten						
Gemeiner Stechrochen	<i>Dasyatis pastinaca</i>	MS	MS/MM	nein	möglicherw.	nein
Sardine	<i>Sardina pilchardus</i>	MS	MS/MM	nein	möglicherw.	nein

Es sei angemerkt, dass die oben beschriebenen Anpassungen nur die Übergangsgewässer von Elbe und Weser betreffen. Im Rahmen einer niederländisch-deutschen Abstimmung (Kooperationsgebiet Ems) wurden 2007 emsspezifische Referenzbedingungen (Parameter „Species composition“) definiert. Diese entsprechen bereits der hier vorgeschlagenen Anpassung an das ökologische Potenzial für Weser und Elbe. Insofern besteht daher u.E. für die Ems im Hinblick auf das HÖP kein Handlungsbedarf für weitere Anpassungen. Dies ist auch insofern plausibel, da die vorliegenden rezenten Daten keine wesentlichen Unterschiede hinsichtlich des Artenspektrums zwischen den Ästuaren erkennen lassen. Tab. 5 zeigt die für das HÖP festgelegten (gildenspezifischen) Referenzbedingungen zur Bewertung des Qualitätskriteriums „Artenspektrum“, die nun gleichsinnig für alle deutschen Übergangsgewässer des Typs T1 sind.

Tab. 5: Vergleich Referenzbedingungen „Ref.- ökologischer Zustand (ÖZ) vs. HÖP“ (Höchstes Ökol. Potenzial) für die Metricgruppe Artenspektrum (differenziert nach den relevanten Gilden).

Anzahl Arten/Gilde	Elbe/Weser	Elbe/Weser	Ems
Elbe/Weser	Ref ökol. Zustand	HÖP	Ref ÖZ/HÖP
Diadrom	12	12	12/12
Ästuarin Resident	17	14	14/14
Marin-Juvenil	12	11	11/11
Marin-Saisonal	9	7	7/7

Abundanz Indikatorarten

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden auch die Referenzen (ökologischer Zustand) des Parameters „Abundanz“ auf eine mögliche Anpassung an das ökologische Potenzial überprüft. Der Parameter wird für ausgewählte Indikatorarten über definierte Abundanzklassen, die aus historischen und rezenten Daten abgeleitet wurden, bewertet (s. Kap. 6.1).

Im Rahmen der vorliegenden Studie sind die rezenten Fangdaten aus Ems, Weser sowie Eider mit Focus auf die sechs Indikatorarten ausgewertet worden. Alle holbezogenen Fangergebnisse, die im Zeitraum 2007 – 2012 erhoben wurden, sind unabhängig vom Fangort und Fangzeitpunkt (anonym) zu einem Datensatz (artspezifisch) aggregiert worden. Berücksichtigt wurden ausschließlich Daten, die nach den räumlich-zeitlichen FAT-TW-Aggregationsregeln für die Bewertung relevant sind (vgl. BIOCONSULT 2013). Nullfänge wurden hier nicht berücksichtigt (Abb. 10, Abb. 11). Die folgenden Abbildungen stellen „anonymisierte“ Fangdaten auf Halebene dar; die Daten stammen aus allen vier Ästuaren. Die X-Achse gibt lediglich an, wie viele Hols ausgewertet wurden. Es handelt sich dabei um keine kumulative Auswertung. Informationen in wieweit möglicherweise die Anzahl der Hols eine artspezifische Bewertung beeinflusst, ist den Abbildungen daher nicht zu entnehmen.

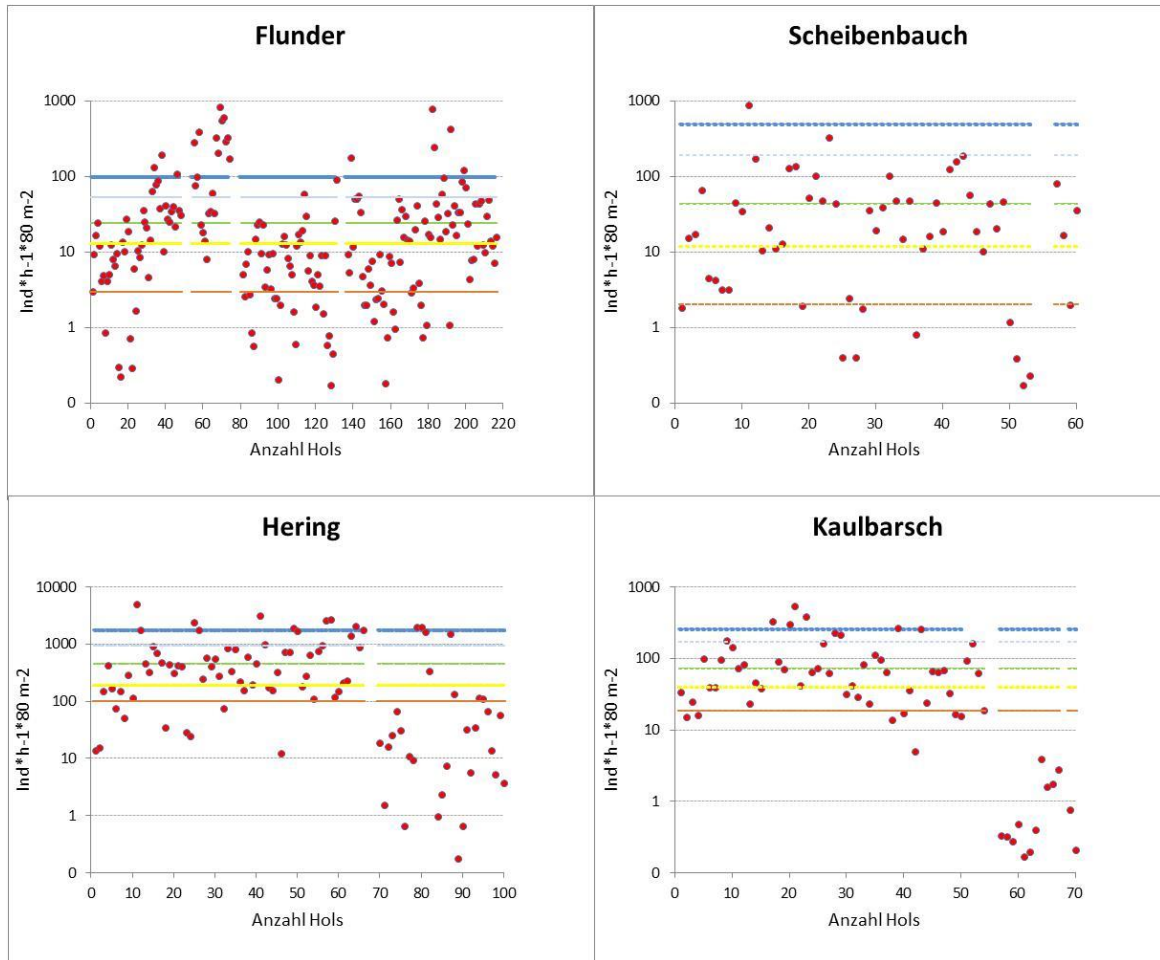


Abb. 10: Variabilität der Abundanz (Holebene) der Indikatorarten Flunder, Großer Scheibenbauch, Hering & Kaulbarsch. Daten aus dem Zeitraum 2007 – 2012. Daten (Ems, Weser, Elbe & Eider). Hinweis: nur artspezifisch räumlich-zeitlich bewertungsrelevante Daten (vgl. Aggregationsregeln nach FAT-TW, BIOCONSULT 2013), Nullfänge unberücksichtigt, somit unterschiedliches N der x-Achse. Farbige Linien: Klassengrenzen, blau: Referenzzustand, grün: guter ökologischer Zustand, gelb: mäßiger Zustand, orange: unbefriedigender Zustand.

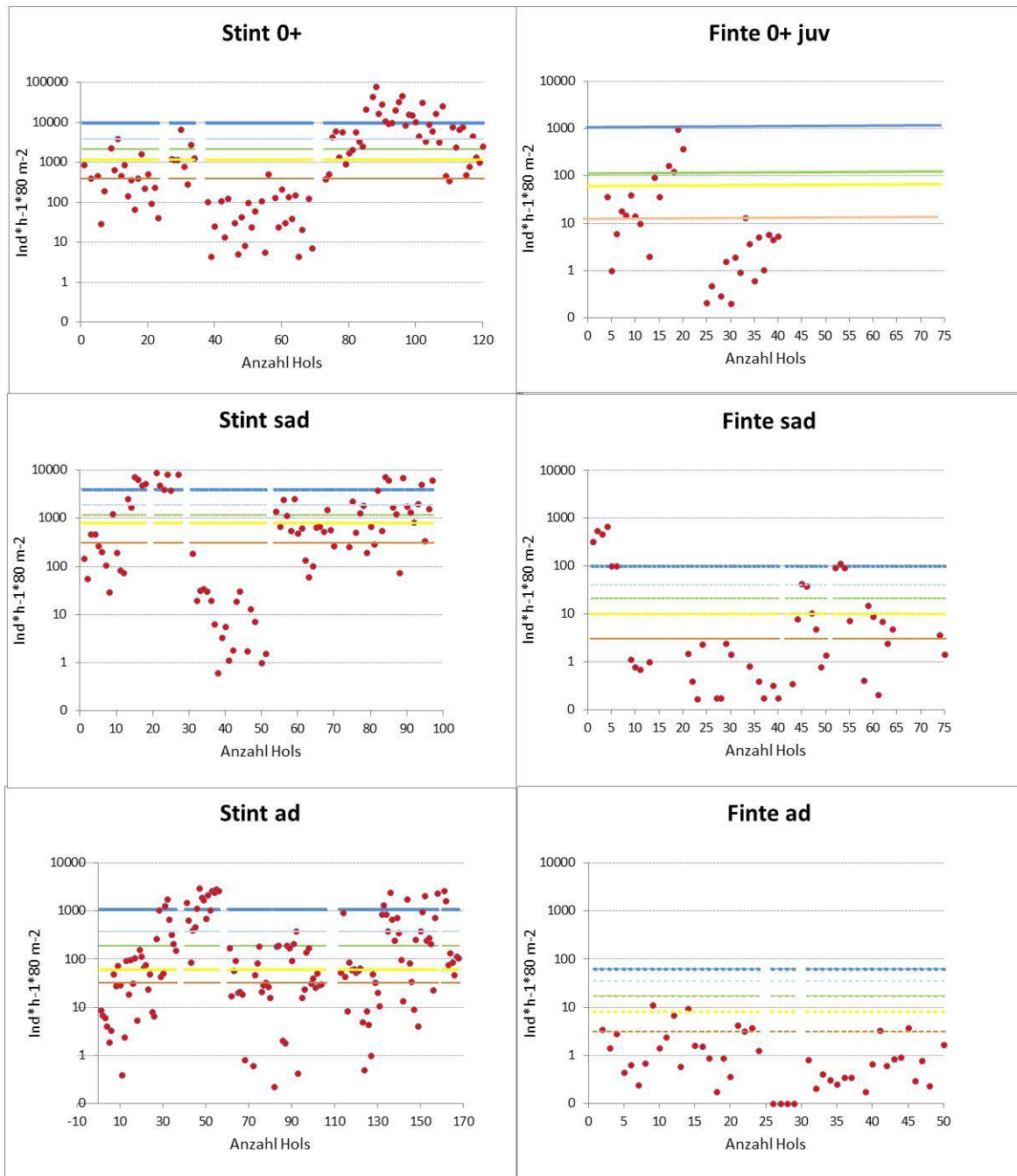


Abb. 11: Variabilität der Abundanz (Holebene) der Indikatorarten Stint & Finte, differenziert nach Altersgruppen (sad = subadult, ad = adult). Daten aus dem Zeitraum 2007 – 2012. Daten (Ems, Weser, Elbe & Eider). Hinweis: nur artspezifisch räumlich-zeitlich bewertungsrelevante Daten (vgl. Aggregationsregeln nach FAT-TW, BIOCONSULT 2012), Nullfänge unberücksichtigt, somit unterschiedliches N der x-Achse. Farbige Linien: Klassengrenzen, blau: Referenzzustand, grün: guter ökologischer Zustand, gelb: mäßiger Zustand, orange: unbefriedigender Zustand.

Aus den Ergebnissen lässt sich folgendes erkennen:

- eine (zu erwartende) hohe Variabilität (zeitlich, räumlich) der artspezifischen Abundanzen, trotz Fokussierung auf solche Fangorte (Salinitätszonen) und Fangzeitpunkte (saisonal), die eine hohe Präsenz der Arten erwarten lassen müssten,

- einzelne (holbezogene) Abundanzwerte erreichen die definierten Referenzklassengrenze (blaue Linie s. Abb. 10 & Abb. 11),
- der größte Teil der Abundanzen unterschreitet aber den ursprünglichen Zielwert (guter ökologischer Zustand, grüne Linie s. Abb. 10 & Abb. 11).

Die Ergebnisse deuten an, dass die definierten Referenzbedingungen für den guten ökologischen Zustand generell bzw. in „Einzelfällen“ zwar erreichbar erscheinen, aber der überwiegende Anteil der Fangergebnisse deutlich unterhalb des jeweiligen artspezifischen Abundanz-Zielwertes (grüne Linien, s. Abb. 10 & Abb. 11) bleibt. Im guten ökologischen Zustand wäre zu erwarten, dass der größte Anteil der Abundanzwerte in hoher Stetigkeit diese Grenze erreicht bzw. überschreitet. Aufgrund der heutigen Rahmenbedingungen - auch unter Berücksichtigung denkbarer Maßnahmen - ist dies sehr wahrscheinlich für alle Indikatorarten nicht erreichbar, so dass eine Anpassung der Klassengrenzen an die HMWB-Potenzialbewertung sinnvoll erscheint. Vor diesem Hintergrund wurden auf der Basis der rezenten Datensätze - so weit möglich - analog zum Vorgehen nach FAT-TW die 6 Abundanzklassen (0,16-Quantile) für die 6 Indikatorarten modifiziert. Der Vergleich mit den bisherigen Werten zeigt, ob und in welchen Maße Anpassungen erfolgten. Abb. 12 und Abb. 13 zeigen die Ergebnisse.

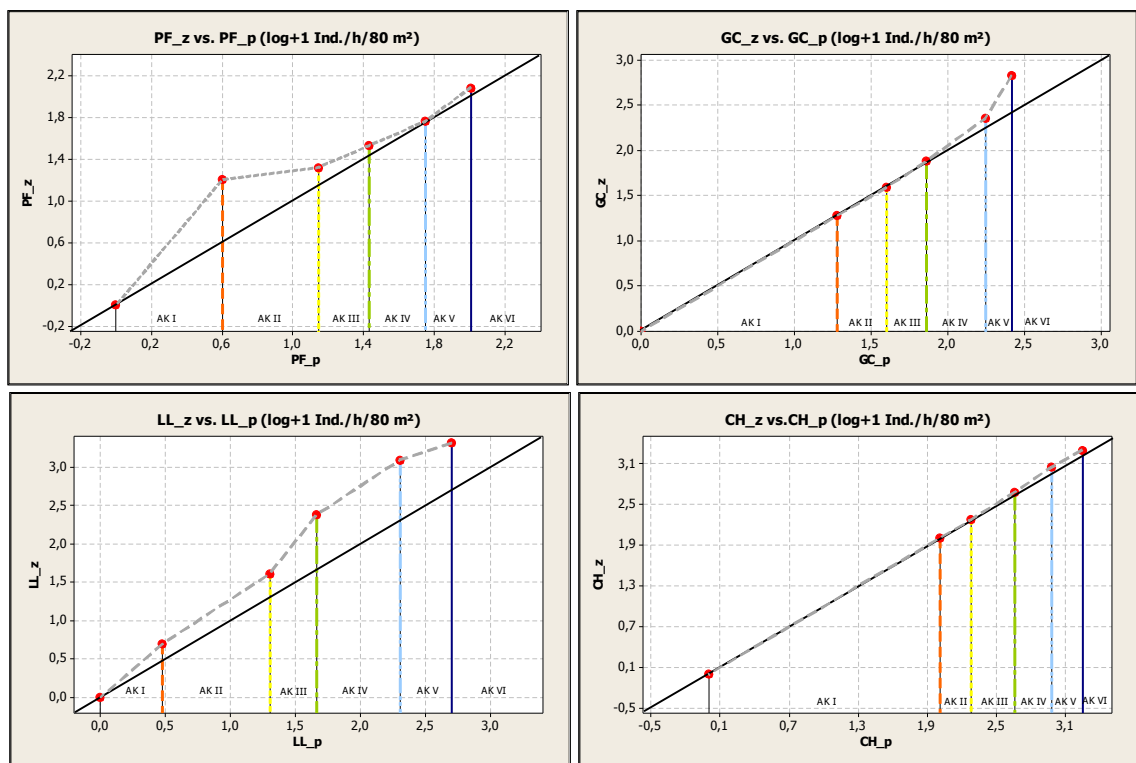


Abb. 12: Vergleich der artspezifischen Abundanz- Klassengrenzen (Log-Ind./h*80 m²) „Ökologischer Zustand (y-Achse) vs. Ökologisches Potenzial (x-Achse)“. PF = *Pleuronectes flesus* (Flunder), LL = *Liparis liparis* (Großer Scheibenbauch), GC = *Gymnocephalus cernuus* (Kaulbarsch), CH = *Clupea harengus* (Hering); _z = Abundanzwert ökologischer Zustand; _p = Abundanzwert Potenzial.

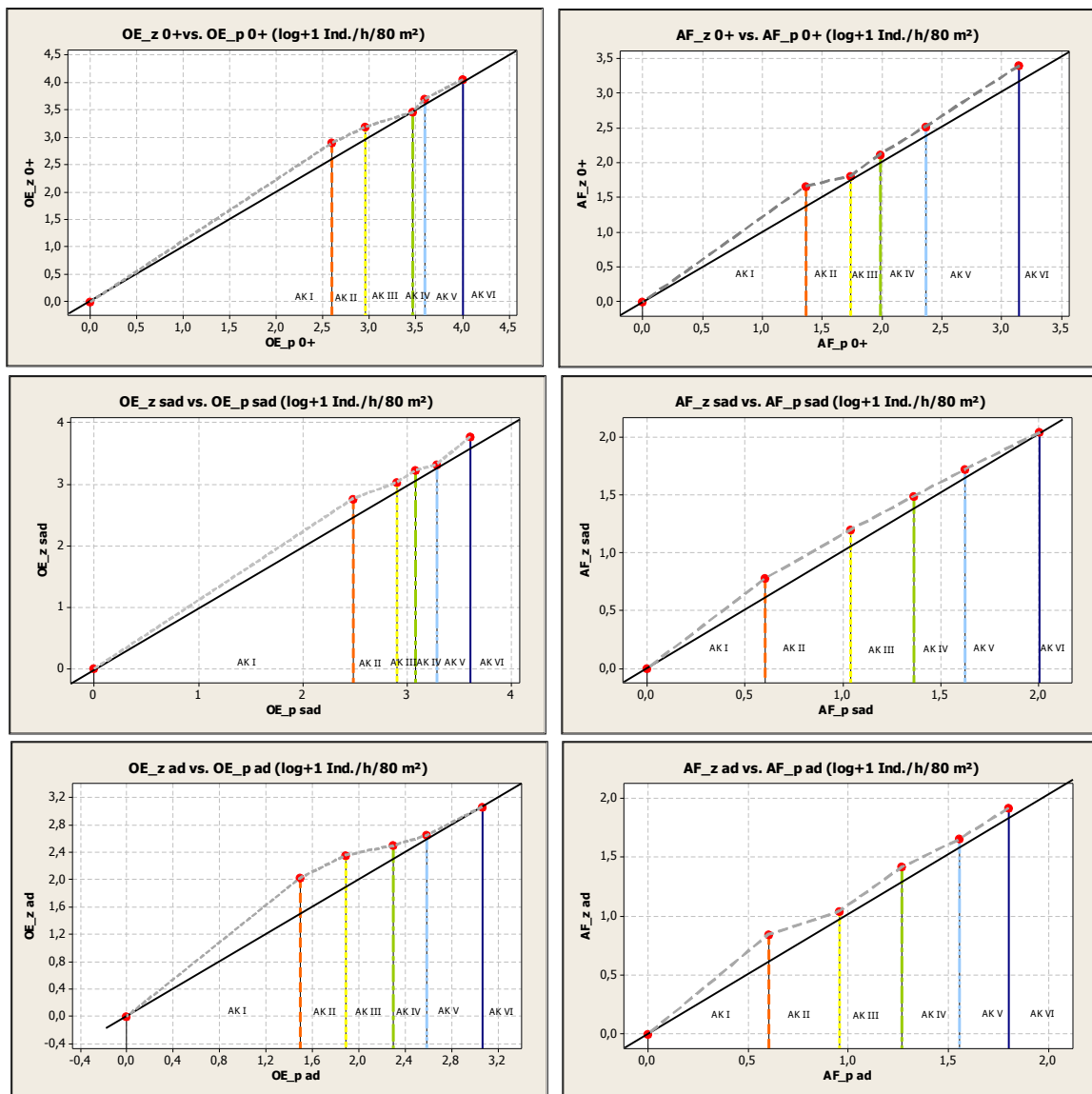


Abb. 13: Vergleich der artspezifischen Abundanz- Klassengrenzen (Log-Ind./h*80 m²) „Ökologischer Zustand (y-Achse) vs. Ökologisches Potenzial (x-Achse)“. OE = *Osmerus eperlanus* (Stint), AF = *Alosa fallax* (Finte), differenziert nach Altersgruppe 0+ (Juvenile des Untersuchungsjahres), sad = subadult, ad = adult; _z = Abundanzwert ökologischer Zustand; _p = Abundanzwert Potenzial.

Die eingezeichnete diagonale Linie entspricht dem Ergebnis „Zustand = Potenzial“, d.h. befinden sich die Punkte (= Abundanz-Klassengrenzen) auf dieser Linie, erfolgt keine Änderung der bisherigen Klassengrenze, da die rezenten Daten diesbezüglich keinen Handlungsbedarf nahegelegt haben. Liegen die Punkte oberhalb dieser Linie, sind die jeweiligen Klassengrenzen für das ökologische Potenzial im Vergleich zum ökologischen Zustand weniger streng.

Hinweis: Z.T. standen artspezifisch nicht genügend Fangdaten zur Verfügung (z.B. zu viele Nullfänge, zu wenige bzw. keine Abundanzwerte, die die Klassengrenze zu gut oder besser reflektieren), in diesem Fall wurde über eine Abwärtsskalierung die Klassengrenzen formal an das „Potential“ wie folgt angepasst: etwa bisherige Klassenmitte ökologischer Zustand der AK V = Untergrenze

AK VI des ökologischen Potenzials; bisherige Klassenmitte AK IV – Klassenmitte AK V entspricht AK V des ökologischen Potenzial etc.

Das wie oben beschriebene Vorgehen führt zu folgenden Anpassungen:

- **Indikator Flunder:** keine wesentliche Veränderung der Klassengrenze zu „gut“, die rezenten Daten deuten an, dass unter Berücksichtigung denkbarer Maßnahmen die Erreichung der bisherigen Zielwerte möglich sein kann (GÖP = +/- GÖZ). Der Referenzwert für das HÖP wurde moderat nach unten verändert. In den unteren Abundanzklassen sind die Grenzwerte z.T. deutlicher verändert worden.
- **Indikator Großer Scheibenbauch:** Die historischen deskriptiven Häufigkeitsangaben, die auf ein regelmäßiges sehr häufiges bis massenhaftes Vorkommen schließen lassen, scheinen unter den heutigen Bedingungen auch unter Einbeziehung möglicher Maßnahmeneffekte nicht mehr (ganz) erreichbar zu sein. Bei dieser Art war u.E. daher eine Anpassung erforderlich. Aufgrund der geringen Anzahl rezenter Nachweise, erfolgte hier aber keine (ausschließlich) datenbasierte Ableitung, sondern eine Setzung der neuen Klassengrenzen (s.o. Hinweis).
- **Indikator Hering:** keine wesentliche Veränderung der Klassengrenze zu „gut“, die rezenten Daten deuten an, dass unter Berücksichtigung denkbarer Maßnahmen die Erreichung der bisherigen Zielwerte möglich sein kann (GÖP = +/- GÖZ).
- **Indikator Kaulbarsch:** geringe Veränderung der Klassengrenze zu „gut“, die rezenten Daten deuten an, dass unter Berücksichtigung denkbarer Maßnahmen die Erreichung der bisherigen Zielwerte möglich sein kann (GÖP = +/- GÖZ). Lediglich der Referenzwert für das HÖP wurde deutlicher nach unten verändert.
- **Indikator Stint:** geringe Veränderungen der Klassengrenze zu „gut“, die rezenten Daten deuten an, dass unter Berücksichtigung denkbarer Maßnahmen die Erreichung der bisherigen Zielwerte (differenziert nach Altersgruppen) weitgehend möglich sein kann (GÖP = +/- GÖZ). Insbesondere die rezenten Daten aus der Eider und Elbe legen dieses nahe.
- **Indikator Finte:** aufgrund der Datenlage war eine Prüfung der bisherigen Klassengrenzen bzw. eine datenbasierte Anpassung der Abundanzklassen für die Finte nicht sinnvoll möglich. Vor dem Hintergrund der vorliegenden Fangzahlen wurden die Abundanz-Klassengrenzen für das ökologische Potenzial gesetzt. Die Anpassung erfolgte z.T. wie oben beschrieben (s. Hinweis), z.T. aber unter Berücksichtigung der Vorschläge zur Bewertung der Fintenpopulation nach FFH-RL (vgl. LAVES, schriftl.). So entsprechen die Abundanz-Potenzialklassen (differenziert nach Altersgruppen) weitgehend den Abundanzwerten zur Definition der FFH-Klasse A = „sehr guter Erhaltungszustand“ (= HÖP) und FFH-Klasse B = „guter Erhaltungszustand“ (hier GÖP). Die Untergrenze des GÖP wird hier allerdings etwas strenger gefasst als die Untergrenze zur Klasse B nach FFH, ggf. ist diesbezüglich eine Angleichung sinnvoll.

Die Detaildaten zu den bisherigen artspezifischen Abundanzklassen (ökologischer Zustand) und die angepassten Werte (ökologisches Potenzial) sind dem Anhang (Tab. 27, Tab. 28) zu entnehmen.

6.2 Makrozoobenthos (AeTV, M-AMBI)

6.2.1 AeTV

Der von KRIEG (2005) für die Tideelbe, mit Gültigkeit für die norddeutschen Ästuarie entwickelte Prototyp des Verfahrens, der AeTI, wurde mehrfach überarbeitet und erweitert. Die aktuelle Bewertungsmethodik, das AeTV, beruht ebenso wie das für große Ströme, Flussmittelläufe und Bundeswasserstraßen konzipierte Potamontypie-Verfahren (SCHÖLL et al. 2005) auf einem multimetrischen Ansatz.

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

Zentraler Parameter des AeTV ist der „Aestuar-Typie-Index“ (AeTI). Zusätzlich gehen die Co-Parameter „Mittlere Artenzahl“ und „Alpha-Diversität“ nach FISHER et al. (1943) in die Bewertung ein (KRIEG 2010).

Obligater Bestandteil des AeTI sind typspezifische ästuarine Indikatorarten, die in einer „offenen“ Taxaliste zusammengestellt sind (derzeit $n = 333$ Zeigerarten). Die Gesamtheit dieses Indikator Kollektivs ergibt sich aus historischen und rezenten Nachweisen der Spezies. Alle Zeigerarten sind mit einem eco-Wert ausgezeichnet. Über die auf Grundlage von Fachliteratur und Experteneinschätzungen definierten eco-Werte, die zwischen 1,0 und 5,0 liegen, wird die Bindung einer jeweiligen Art zum Lebensraum Ästuar ausgedrückt. Der höchste eco-Wert 5,0 spiegelt eine sehr enge Bindung an den Lebensraum, d.h. eine entsprechende Art kann als besonders sensitiv gegenüber Systemveränderungen angesehen werden. Charakterarten mit sehr starker Bindung (stenök) bekommen zudem durch eine Index-interne Gewichtung [$G_i = 2(5 - W_i)$, wobei $W_i = (6 - \text{eco-Wert } A_i)$] im Vergleich zu euryöken Arten und Gewässerubiquisten eine höhere Bedeutung im Rahmen der Bewertung. Insgesamt errechnet sich der AeTI aus dem gewichteten Mittel der eco-Werte und der relativen Abundanz der in einer Probe vorhandenen Indikatorarten. Die Belastbarkeit des AeTI ist an die Erfüllung bestimmter statistischer Voraussetzungen gekoppelt wie z.B. Homogenität der Stichproben oder einer definierten Mindesttaxazahl etc. (u.a. KRIEG 2005 & 2010).

Das Diversitätsmaß ADF (Alpha-Diversität nach FISHER) beruht auf der für Bundeswasserstraßen angenommenen Modellvorstellung, dass wenige Arten mit hohen und viele Arten mit geringen Individuendichten die Gemeinschaft prägen. Die Berechnung der Alpha-Diversität beruht auf den Variablen „Artenzahl“ und „Abundanz“. Die Kenngröße ADF geht optional über Expertenurteil (gewichtend) in das Gesamtvotum ein.

Die Mittlere Artenzahl (MAZ) ergibt sich aus allen Stichproben einer Probenahmeinheit (van Veen-Greifer, Stechrohre) und soll die strukturelle Diversität widerspiegeln. Der Parameter kann nur für homogene Stichprobenserien gültig ermittelt werden, d.h. nach vorhergehender Prüfung der Datenhomogenität mittels χ^2 - und Konstanz-Test (KÖNIG 2003 in KRIEG 2005). Die Kenngröße MAZ geht – ebenso wie der Parameter ADF – optional über Expertenurteil (gewichtend) in das Gesamtvotum ein. Die Einbindung beider Co-Metrics war ursprünglich also nicht standardisiert.

6.2.1.1 Anpassung des AeTV zur Bewertung des ökologischen Potenzials – Definition HÖP/GÖP

Die Anpassung des AeTV an das ökologische Potenzial erfolgt nach KRIEG (2006), „[...] zum einen über den Umbau der „Offenen Artenliste“ (als interne Referenz des sehr guten ökologischen Zustands), und/oder zum anderen über die Verschiebung der Klassengrenzen bei der Bestimmung des jeweiligen Bewertungsniveaus. D. h., das „höchste bzw. gute“ ökologische Potenzial wird über eine Spreizung der Klassengrenzen gesteuert. Als verbindliches Analogon für das „gute“ ökologische Potenzial sollte der „mäßige“ ökologische Zustand eingesetzt werden; d.h., es findet eine Verschiebung um etwa eine Klasse statt. Diese Vorgehensweise ist auch deshalb plausibel, weil vor dem Hintergrund des Nutzungsdrucks, dem die Tideelbe ausgesetzt ist, nicht davon auszugehen ist, dass sich durch Maßnahmen wieder eine historisch vielfältige Bodenfauna auf einem „sehr guten“ ökologischen Zustand (historische Situation) einstellen wird. [...]“. Dem von KRIEG (2006) beschriebenen Ansatz wird im Rahmen des vorliegenden Berichtes Rechnung getragen. Die Vorgehensweise zur Festlegung des HÖP/GÖP bzw. zur Bewertung des ökologischen Potenzials wird im Folgenden zusammenfassend erläutert.

Artenspektrum, Taxaliste (Modul AeTI)

Die Referenzbedingungen des Bewertungsverfahrens AeTV waren in der ursprünglichen Konzeption auf die Bewertung des Potenzials ausgerichtet. In frühzeitigen Abstimmungen wurde diese Betrachtung revidiert und den Erfordernissen an die Bewertung des ökologischen Zustands angepasst. Die Taxaliste, die der Bewertung des ökologischen Zustands zu Grunde liegt, wurde erweitert und die Klassengrenzen des Moduls AeTI gegenüber der ursprünglichen Version strenger ausgelegt. Vor dem Hintergrund der Tatsache, dass die Ursprungsversion bereits auf das Potenzial ausgerichtet war, ist es sinnvoll diese Grundlage zu nutzen.

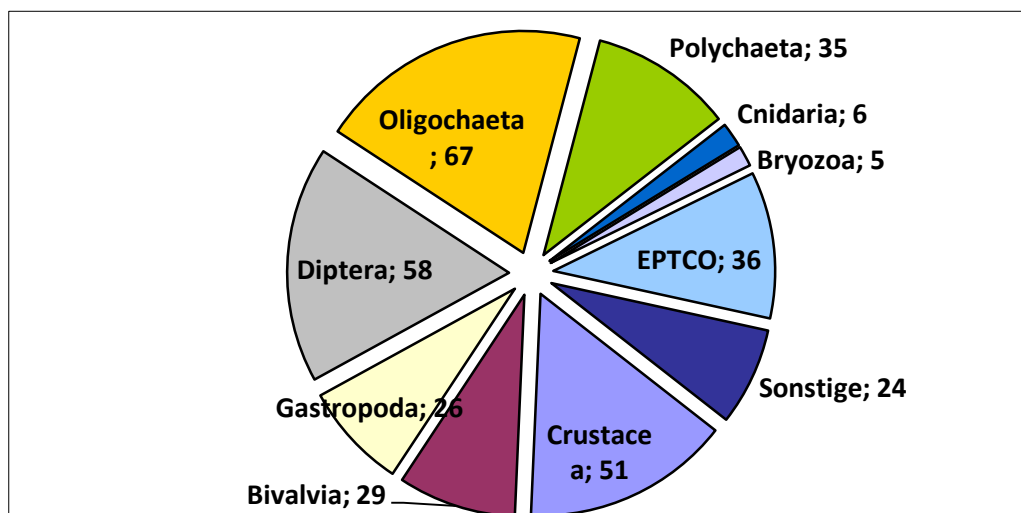


Abb. 14: Verteilung der Artenzahlen der ästuarinen Referenz-Taxaliste (n = 337 Taxa) auf die taxonomischen Großgruppen. Als Grundlage für die Bewertung des ökologischen Zustandes nach AeTI. Gemeinsame Liste für alle ästuarinen Gewässertypen bzw. Wasserkörper. EPTCO = Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, Odonata.

Die ästuarine Taxaliste als Grundlage für die Bewertung des ökologischen Zustands umfasst derzeit > 320 Taxa, die sich auf > 12 Großtaxagruppen aufteilen (vgl. KRIEG 2011). Die Gruppen der Oli-

gochaeta und der Diptera sind dabei am zahlreichsten vertreten (Abb. 14). Im Hinblick auf das Besiedlungspotenzial der HMWB-klassifizierten ästuarinen Gewässertypen wurden von KRIEG (2005) solche Arten ausgeschlossen, deren regelmäßiges Vorkommen unter den aktuellen hydro-morphologischen Rahmenbedingungen und Nutzungen als unwahrscheinlich angesehen wurden. Hierzu gehörten v.a. Arten aus der Gruppe der Insekten oder der Mollusken (Schnecken & Muscheln). Damit reduziert sich, bezogen auf das gesamte Ästuar (alle Gewässertypen), die Indikator-Taxaliste auf 216 Taxa, bezogen auf den Gewässertyp „Übergangsgewässer“ (T1) auf etwa 122 bewertungsrelevante Taxa. Abb. 15 zeigt die prozentuale Verteilung der Arten auf die verschiedenen Taxagruppen im Vergleich zur Referenztaxaliste als „100 %-Maßstab“.

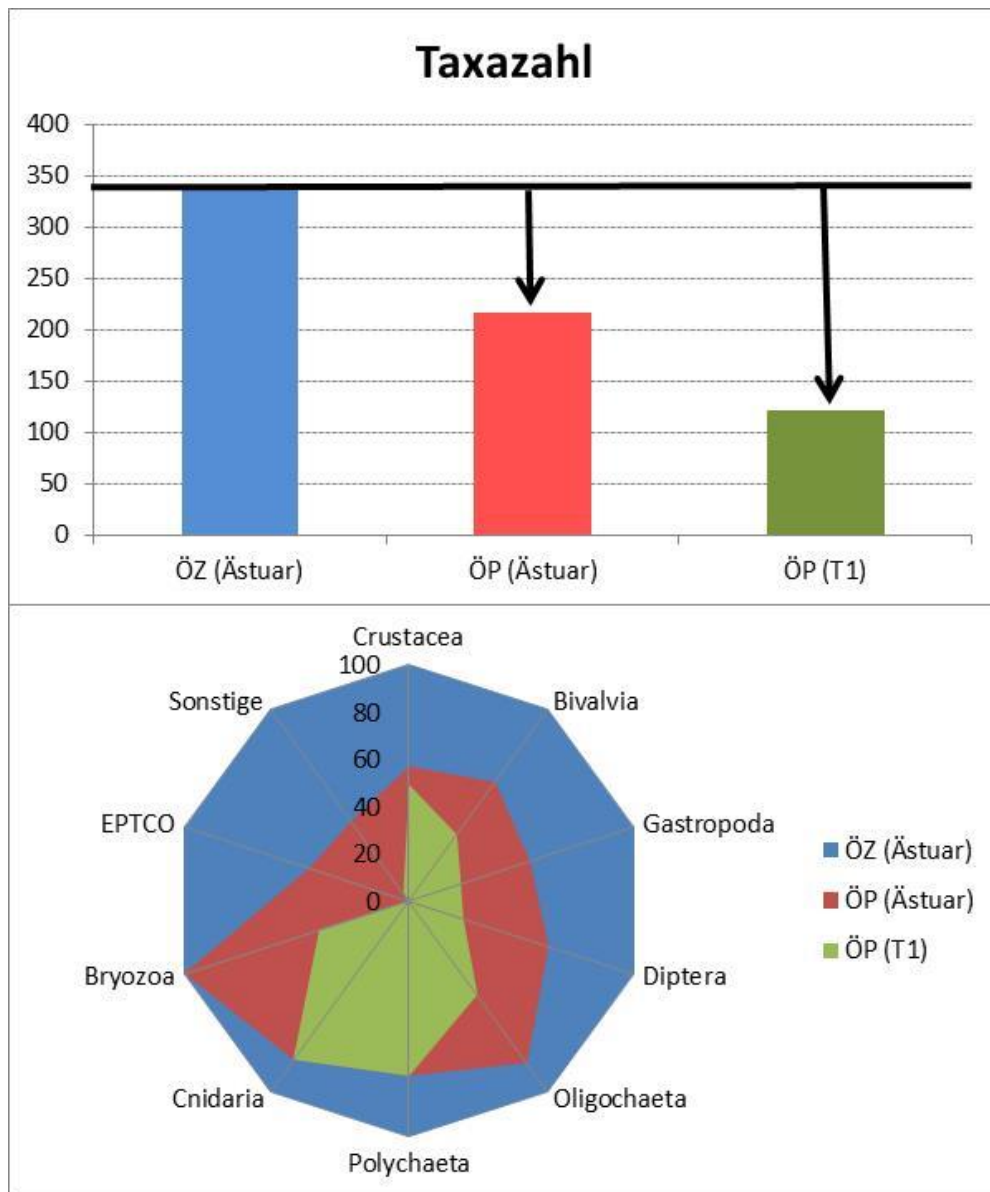


Abb. 15: Umfang der ästuarinen Referenz-Taxalisten in Bezug auf den ökologischen Zustand und auf das ökologische Potenzial. blau: Referenzzustand, rot: Referenzpotenzial Ästuar gesamt, grün: Referenzpotenzial Gewässertyp T1 nach KRIEG (2005ff.); ÖZ = ökologischer Zustand, ÖP = ökologisches Potenzial.

Dabei ist anzumerken, dass die vergleichsweise deutlichen Unterschiede zwischen der Referenztaxaliste und der „reduzierten Taxaliste“ des ökologischen Potenzials auf der Bewertungsebene weniger relevant sind (Hinweis: die beschriebenen Anpassungen des Artenspektrums haben eher nachrichtlichen Wert, auch um zu verdeutlichen, dass die stark veränderten Übergangsgewässer eine gegenüber dem historischen Zustand artenärmere Benthosgemeinschaft aufweisen).

Aufgrund der Konzeption des AeTI-Moduls, dessen Ergebnis auf einer relativen Verrechnung der artspezifischen Eco-Werte beruht (vgl. Kap. 6.2), ist zur Erreichung des HÖP ein Vorkommen aller Taxa der Liste nicht erforderlich. Positiv bewertet wird im Rahmen des Moduls AeTI v.a. die Präsenz von Taxa, die als sensitiv (also mit Eco-Werten von 4 oder 5) klassifiziert wurden.

Neben der nur untergeordnet bewertungsrelevanten Anpassung der offenen Taxaliste an das ökologische Potenzial von Übergangsgewässern, werden des Weiteren die Klassengrenzen des AeTI für die Bewertung des ökologischen Potenzials weniger streng definiert. Die Festlegung der Potenzialklassen erfolgt, wie oben beschrieben, in Anlehnung an KRIEG (2005, 2006).

Die AeTI-Klassen wurden nach KRIEG (2006ff) EQR-Werten zugeordnet. Die Einteilung der Klassengrenzen zur Feststellung des EQR orientierte sich an den in der WRRL genannten normativen Begriffsbestimmungen. Analog den Formulierungen „vollständig“ oder „nahezu“ bzw. „geringfügige“ Abweichungen wurde die Klassenbreite dementsprechend eng gesetzt (Tab. 6). Auf Linearität der Skalierung wurde nach KRIEG (2006) a priori verzichtet, da biologische Prozesse fast ausnahmslos nicht linear verlaufen.

Tab. 6: Festlegung des „Ecological Quality Ratio“ (= EQR) nach KRIEG (2005).

Normative Begriffsbestimmung (REFCOND 2.3) (Zitat)	Ähnlichkeit zur internen Referenz (vgl. Offene Liste der eco-Arten)	Festlegung des EQR
..vollständig oder nahezu.., kaum Abweichungen	≥ 92,5 %-ige Übereinstimmung	≥ 0,925
.. geringfügige Abweichung..., Anzeichen für	≥ 80 %-ige Übereinstimmung	≥ 0,8 - < 0,925
...mäßige Abweichung, größere Anzeichen an-	≥ 55 %-ige Übereinstimmung	≥ 0,55 - < 0,8
... erhebliche Abweichung..	≥ 27,5 %-ige Übereinstimmung	≥ 0,275 - < 0,55
...große Teile der Biozönosen fehlen...	< 27,5 %-ige Übereinstimmung	< 0,275

Die Festlegung der Klassengrenzen für den Zustand/Potenzial des AeTI basiert auf einem expert judgement. Da sich im Laufe der Methodenentwicklung die AeTI-Klassengrenzen gegenüber 2006 verändert haben (vgl. KRIEG 2007ff, s. Tab. 7), wurden - analog zur Veränderung der AeTI-Zustandsklassen – in einem ähnlichen Verhältnis auch die von KRIEG 2006 definierten Klassengrenzen angepasst, dies erfolgte im Rahmen der vorliegenden Arbeit in Absprache mit KRIEG. Demnach wird die bisherige Grenze zwischen mäßigem und gutem ökologischem Zustand, die bei AeTI = 1,8 liegt, für die Potenzialbewertung bei einem AeTI = 2,3 definiert. Entsprechende Skalenverschiebungen gelten auch für die übrigen Qualitätsklassen. Tab. 7 zeigt die AeTI-Zuordnung zu den Qualitätsklassen des ökologischen Zustands und die hier durchgeführte Anpassung an das ökologische Potenzial.

Tab. 7: Klassengrenzen AeTI zur Bewertung des ökologischen Zustands und ökologischen Potenzials und assoziierter EQR-Wert (in Anlehnung an KRIEG 2006 und KRIEG 2013 schriftl.).* = hier verwendetet Potenzialklassen - angepasst an die Revision der Zustandsklassen KRIEG 2007ff.

Klassengrenzen nach Krieg 2006		Nach Krieg 2007ff, Revision		EQR nach AeTV
AeTI-Zustand	AeTI-Potenzial	AeTI-Zustand	AeTI-Potenzial *	
1 - 1,9		1 - 1,3	1 - 1,6	0,925 - 1
1,91 - 2,6	<1,9	>1,3 - 1,8	>1,6 - 2,3	0,8 - <0,925
2,61 - 3,4	2,91 - 3,6	>1,8 - 2,8	>2,3 - 3,3	0,55 - <0,8
3,41 - 4,1	3,61 - 4,3	>2,8 - 3,95	>3,3 - 4,4	0,2 - <0,55
4,11 - 5	4,31 - 5,0	>3,95 - 5,0	>4,4 - 5,0	<0,2
		5	5	0

Die von KRIEG (2006) definierte dargestellte Zuordnung von Ähnlichkeitswerten (bezogen auf den AeTI) sowie die nicht lineare EQR-Skalierung für den AeTI bleibt auch für die Bewertung des Potenzials unverändert (Tab. 7, Tab. 6). Abb. 16 (oben) veranschaulicht die beschriebene Skalenverschiebung der ÖZ-Klassen zu ÖP-Klassen grafisch.

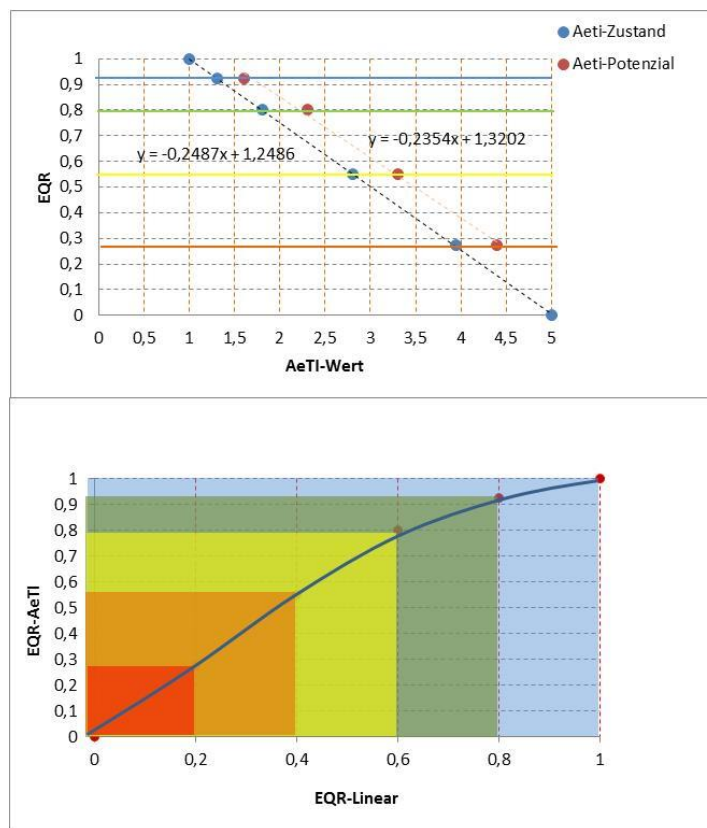


Abb. 16: Bild oben: Zuordnung der AeTI-Werte zu einem EQR_{AeTI} -Wert . Die Zuordnung differenziert zwischen AeTI-Klassengrenzen des ökologischen Zustands (ÖZ) und des ökologischen Potenzials (ÖP). Bild unten: Transformation der nicht linearen AeTI- EQR-Klassengrenzen auf äquidistante Klassengrenzen.

Hinweis: Um die Möglichkeit zu eröffnen, zukünftig auch die Co-Metrics (Mittlere Artenzahl & α -Diversität, s. folgende Kapitel), die bisher ausschließlich via „expert judgement“ berücksichtigt werden, numerisch in das Gesamtergebnis einzubeziehen (vgl. KRIEG & BIOCONSULT 2014), wurde die nicht lineare EQR-Skalierung des AeTI (s.o.) auf eine äquidistante Skalierung (0,2, 0,4 ...)

umgerechnet (Abb. 16, unten). Eine veränderte Zuordnung von AeTI-Werten zu einer Qualitätsklasse ist damit nicht verbunden.

α-Diversität (ADF)

Die Referenzbedingungen des im Bewertungsverfahren AeTV enthaltenen Bewertungsparameters ADF wurden von KRIEG (2005) ausschließlich auf der Grundlage rezenter Daten unter fachlicher Einschätzung definiert, in dem die höchsten rezenten Diversitätswerte als Referenz für den ökologischen Zustand bzw. für das höchste ökologische Potenzial definiert wurden. Insofern reflektiert dieser Parameter bereits das ökologische Potenzial. Wie bereits oben kurz angemerkt, lieferte der Parameter bislang aber keinen numerischen Beitrag zur Gesamtbewertung, auch die Einbindung unter „expert-judgement“ war nicht obligatorisch. Eine Nachvollziehbarkeit ob und welchen Beitrag diese Metric zur Gesamtbewertung lieferte, war also nicht gegeben. Für die formale Bewertung erschien das bisherige Vorgehen daher nicht günstig. Im Rahmen des vorliegenden Projektes wurde der ADF daher nun auch formal in das Bewertungsverfahren einbezogen. Dies erfolgte in Abstimmung mit dem Urheber des AeTV (Krieg, HuUG) und ist gleichsinnig zum Vorgehen einer kürzlich abgeschlossenen Modifizierung des AeTV zum „AeTV+“ (KRIEG & BIOCONSULT 2014). Die Zuordnung der von KRIEG (2005) festgelegten ADF-Klassengrenzen wurde in EQR-Werte umgerechnet. Die Qualitätsklassen „schlecht“ – „sehr gut“ sind dabei äquidistant (0,2-Intervalle) skaliert. Eine Verrechnung mit dem nun ebenfalls äquidistanten skalierten AeTI-EQR (u.a. Kap. 7.2.) wird daher möglich.

Tab. 8: Klassengrenzen α-Diversität (ADF) nach AeTV für den Gewässertyp T1 (Übergangsgewässer) (KRIEG 2005ff). y = EQR, x = Diversitätswert

α-Diversität AeTV-Klassen	Anpassung auf "0,2-EQR- Intervalle"	EQR	Potenzial-Klasse
>12	>0,8	0,8 - 1	sehr gut
9 - 12	$y=0,06666x$	0,6 - <0,8	gut
5 - 9	$y=0,05x+0,149$	0,4 - <0,6	mäßig
2 - 5	$y=0,0667x+0,0665$	0,2 - <0,4	unbefriedigend
<2	$y= 0,1x$	<0,2	schlecht

Hinweis zum ADF

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

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

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

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

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

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

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

Die Alpha-Diversität scheint v.a. dann geeignet, wenn das Arten-Abundanzgefälle einer „log series-Verteilung“ entspricht. Abb. 17 zeigt eine Übersicht über verschiedene Verteilungsformen. Am Beispiel von zwei Datensätzen aus der Elbe wird ersichtlich, dass das Arten-Abundanzgefälle, nicht vollständig, aber annähernd einer „log series-Verteilung“ entspricht (Abb. 17). U.a. TAYLOR (1978) kam nach verschiedenen Analysen zu dem Schluss, dass die Anwendung der Alpha-Diversität auch dann sinnvoll sein kann, wenn die „log series-Verteilung“ nicht der beste Deskriptor des zugrunde liegenden Arten-Abundanz-Musters ist.

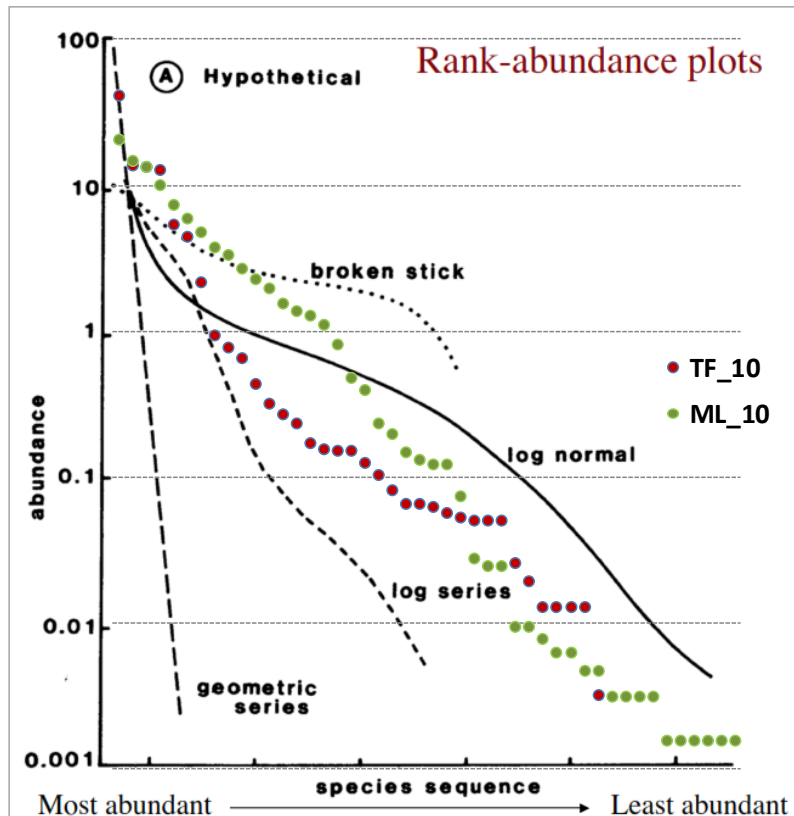


Abb. 17: Arten-Abundanz-Modelle (Bild nach MAGURRAN 2004). Beispielhaft eingefügt Arten-Abundanzverteilung auf der Grundlage von Elbe-Daten (Typ 22.3) aus 2010 (KRIEG 2011). Abundance = rel. Abundanz (%). ML = Mühlenberger Loch, TF = Fähmannsander Watt.

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

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

- Die Wahrscheinlichkeit, dass der Kennwert 'N' (Abundanzsumme einer Anzahl von Teilproben), der zwangsläufig mit der Anzahl der Teilproben zunimmt, deutlicher ansteigt als der Kennwert 'Taxazahl' und damit zu kleineren ADF-Werten führt, ist hoch.
- Der ADF-Wert wird also bei angenommen konstantem 'S' und steigendem 'N' kleiner. Insofern ist die ADF auch abhängig vom Untersuchungsumfang. Während wahrscheinlich ist,

dass in ästuarinen Lebensräumen die Taxazahl ab einer bestimmten Probenanzahl nicht mehr oder kaum noch steigt, gilt dies für die Abundanzsumme nicht.

- Eine geringere Besiedlungsdichte 'N' bei identischem 'S' ist per se kein Qualitätsmerkmal.

Von KRIEG & BIOCONSULT (2013) wurden verschiedene Ansätze als mögliche Lösungsmöglichkeiten vorgeschlagen. Der von KRIEG & BIOCONSULT (2014) u.g. priorisierte Ansatz sollte u.E. auch für die Anwendung der ADF im Übergangsgewässer berücksichtigt werden.

- (1) „N (Abundanzsumme) anders definieren“: Die Abundanzsumme ergibt sich bei diesem Vorschlag aus der Differenz zwischen einem festgelegten typspezifischen Referenzwert und der aktuellen Abundanzsumme („N-Äquivalent“ = N_{aeq}). N_{aeq} wird mit zunehmender Abundanzsumme (N) kleiner und ergibt damit einen höheren Quotienten (S/N_{aeq}). Eine solche „Konfiguration“ vermeidet eine negative Bewertung steigender Abundanzen bis zum eingestellten Referenzwert. In Lebensräumen mit typischerweise hohen Besiedlungsdichten steigt der so modifizierte ADF auch mit zunehmendem N_{aeq} (unabhängig von S), wobei aber der Parameter S den ADF-Wert stärker beeinflusst als N. Hohe ADF-Werte würden bei hoher Artenzahl und referentypischer (hoher) Besiedlungsdichte erreicht. Wird der eingestellte Referenzwert Gesamtbesiedlungsdichte überschritten, steigt der ADF-Wert nicht mehr, sondern wird abhängig vom Maß der Überschreitung wieder geringer. Untypische Massenentwicklungen einzelner Arten würden also nicht zwangsläufig positiv bewertet. N_{aeq} wird wie folgt definiert:

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

N_{Ref} = gewässertypspezifische Abundanzsumme (wird definiert und bleibt konstant)

N_i = Abundanzsumme Untersuchungsgebiet

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

$$(2) N_{aeq} \text{ ersetzt } N \text{ im Berechnungsansatz der } \alpha - \text{Diversität nach FISHER (s.o.)}$$

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

Mittlere Taxazahl (MAZ)

Neben AeTI und ADF ist die mittlere Taxazahl (MAZ) ein dritter AeTV-Parameter, welcher bislang ebenso wie der ADF (s.o.) über „expert judgement“ in die Gesamtbewertung einfließt. Die von KRIEG (2011) für die ästuarinen Süßwasserlebensräume definierten Klassengrenzen, die sich auf Datenauswertungen aus den betreffenden Gewässertypen sowie auf Experteneinschätzungen beruhen, wurden hier unverändert übernommen (Tab. 9). Erforderlich ist allerdings - analog zum

Metrik Alpha-Diversität (s.o.) - eine Anpassung der MAZ-Klassengrenzen (s. KRIEG 2011) an die EQR-Skalierung um die Bewertungsergebnisse im Rahmen der Gesamtbewertung formal einbeziehen zu können.

Tab. 9: Zuordnung der mittleren Taxazahl (MAZ) zu einer Qualitätsklasse für die ästuarinen Gewässertypen T1 (Übergangsgewässer). $y = \text{EQR}$, $x = \text{MAZ-Wert}$

MAZ AETV- Klassen	Anpassung auf "0,2- EQR-Intervalle"	EQR	Potenzial-Klasse
>27	>0,8	0,8 - 1	sehr gut
19 - 27	$y=0,022x+0,178$	0,6 - <0,8	gut
9 - 19	$y=0,02x+0,22$	0,4 - <0,6	mäßig
4 - 9	$y=0,04x+0,04$	0,2 - <0,4	unbefriedigend
<4	$y= 0,05x$	<0,2	schlecht

Ermittlung AeTV (inkl. MAZ und ADF)

Die formale Berechnung der drei AeTV-Module, die unterschiedlich gewichtet in das Gesamtergebnis eingehen, wird wie folgt vorgenommen:

$$\text{Ermittlung AeTV } \text{EQR}_{\text{gesamt}} = (3 \cdot \text{EQR}_{\text{AeTI}} + 2 \cdot \text{EQR}_{\text{MAZ}} + \text{EQR}_{\text{Div}}) / 6$$

Hinweis: Die obenstehende EQR-Berechnung weicht etwas von derjenigen ab, die für den AeTV+, der für die benthosbasierte Bewertung der limnischen Abschnitte der Ästuarie, vorgeschlagen wurde (vgl. KRIEG & BIOCONSULT 2014). Möglicherweise erfolgt zukünftig noch eine Anpassung.

6.2.2 M-AMBI

AMBI

Das AMBI-Bewertungsverfahren wurde von BORJA et al. (2000) entwickelt und ist eine Weiterentwicklung des Benthic Index (BI) nach GRALL & GLEMAREC (1997). Der BI basiert dabei auf Befunden von PEARSON & ROSENBERG (1978), die den Einfluss von organischem Material auf die benthischen Gemeinschaften zeigten. Danach wurden benthische Gemeinschaften in fünf Gruppen (sehr sensitiv – opportunistisch), in Abhängigkeit von ihrer Toleranz gegenüber organischer Stoffbelastung im Sediment, eingeteilt. Die auf allgemeiner Ebene differenzierten Kategorien seien hier kurz benannt:

- Arten, die sehr sensitiv gegenüber organischer Verschmutzung sind und bei unverschmutzten Bedingungen vorkommen (G I),
- Arten, die indifferent gegenüber organischer Anreicherung sind und stets in geringen Dichten ohne große Abundanzschwankungen vorkommen (G II),

- Arten, die tolerant gegenüber einem Übermaß an organischem Gehalt im Sediment sind. Diese Arten können unter normalen Bedingungen vorkommen, aber ihre Population nimmt bei organischem Eintrag zu (G III),
- opportunistische Arten (tolerieren starke Verschmutzung) (G IV),
- opportunistische Arten, die noch bei sehr starker Verschmutzung vorkommen (G V).

Der AMBI-Index errechnet sich stationsbezogen aus den artspezifischen Abundanz-Anteilen der o.g. fünf ökologischen Gruppen, wobei die unterschiedlichen Gruppen wie folgt unterschiedlich hoch gewichtet werden:

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

Die Liste der im Rahmen des M-AMBI indizierten Taxa umfasst inzwischen 3.600 Spezies (www.ATZI.es). Die Indizierung erfolgte nach Literatur- und Expertenwissen.

In 2006 wurde der AMBI-Index an die Erfordernisse der Wasserrahmenrichtlinie angepasst und soll im Prinzip in der Lage sein, verschiedene Beeinträchtigungen in einem Wasserkörper zu indizieren. Der vor diesem Hintergrund entwickelte „M-AMBI“ ist um die Parameter Diversität und Artenzahl ergänzt worden. Es erfolgte des Weiteren die Implementierung einer Diskriminanzanalyse (s. MUXIKA et al. 2007).

Artenzahlen

Die Artenzahl (Richness) werten SIMBUORA & ZENETOS (2002) als eine zuverlässige Methode, um Stress in einem Ökosystem nachzuweisen. Je gestresster ein Habitat ist, umso geringer ist die Artenzahl, verglichen mit der Artenzahl im ungestörten Habitat. Die Artenzahlen werden auf der Grundlage einer internen Verrechnung Qualitätsklassen zugeordnet. Der Maßstab ist ein Referenzwert, der sich entweder aus einem Datensatz ergibt („interne Referenz“) oder auch fachlich definiert (anhand von Daten aus ausgewählten Referenzbereichen) werden kann.

Shannon-Wiener Diversität

Die Grundidee für die Bestimmung von Diversitätsindices ist, dass ungestörte Habitate artenreicher als gestörte und die Verteilungen der Abundanzen auf die Arten unterschiedlich sind. Während die Gemeinschaften in ungestörten Habitaten aus vielen Arten, die in geringen und wenigen Arten, die in hohen Abundanzen vorkommen, bestehen, fehlen in gestörten Habitaten viele Arten und die vorkommenden Arten treten teilweise in Massen auf. Diversitätsindices berücksichtigen daher sowohl Artenzahl als auch die Abundanzen. Allerdings werden die Indexwerte stark von der Probenahme beeinflusst (Art der Probenahme, Probengröße u.a.- SIMBOURA & ZENETOS 2002, Güte der Artbestimmung), so dass Diversitätsindexwerte nur bei identischer Probenahme direkt vergleichbar sind.

Referenzbedingungen

Die Referenzbedingungen als Benchmark für den „sehr guten ökologischen Zustand“ wurden nicht auf der Grundlage konkreter Artengemeinschaften ungestörter Lebensräume festgelegt, sondern

auf der Grundlage von Referenzwerten für die oben beschriebenen Bewertungsparameter (AMBI, Richness, Diversität). Hierzu wurden zahlreiche rezente Daten ausgewertet. Historische Daten standen nicht zur Verfügung.

Im Rahmen der Anwendungstests des M-AMBI sind parameterbezogene Referenzbedingungen für die Übergangsgewässer von HEYER 2009 zunächst vorläufig festgelegt worden. Bis 2013 erfolgte eine Überprüfung und Revision der 2009 festgelegten Referenzwerte (HEYER 2013a, 2014). So liegen aktuell - differenziert nach Habitat - sektorale (oligohalin, mesohalin) Referenzwerte für das Übergangsgewässer vor (Tab. 11). Die Datengrundlage zur Ableitung der Referenzwerte für den Gewässertyp T1 (oligo- und mesohalin) datiert auf den Zeitraum 1990 – 2001. Die Referenz für die polyhaline Zone basiert auf aktuellen Auswertungen von HEYER (2013b, 2014). Die Referenzbedingungen wurden ausschließlich aus rezenten Datensätzen (2006ff) abgeleitet, die sich auf das Polyhalinikum der Übergangsgewässer beziehen (HEYER 2014). Hierzu gehören Daten aus Ems, Weser und Elbe, die v.a. im Rahmen des BFG-Ästuarmonitorings erhoben wurden. Detaillierte Angaben sind HEYER (2013b, 2014) zu entnehmen.

Mittels einer Faktorenanalyse wird der M-AMBI-Wert auf der Grundlage der o.g. drei Parameter ermittelt (u.a. MUXIKA et al. 2007). Der M-AMBI nimmt Werte zwischen 0 – 1 an und entspricht im Prinzip dem ökologischen Qualitätsquotienten (EQR). Im Rahmen eines Anwendungstests wurden EQR-Klassengrenzen (schlecht – sehr gut) an die deutschen Gewässertypen angepasst (HEYER 2007, 2013a). Die Qualitätsklassen werden auf der EQR-Skala zwischen 0 (schlecht) und 1 (sehr gut) entsprechend abgebildet Tab. 10 zeigt eine diesbezügliche Übersicht.

Tab. 10: Deutsche Klassengrenzen (Bewertungsgrenzen) für das M-AMBI Bewertungsverfahren (nach HEYER 2007).

Ökologischer Status	'HIGH' 'sehr gut'	'GOOD' 'gut'	'MODERATE' 'mäßig'	'POOR' 'unbefriedigend'	'BAD' 'schlecht'
M-AMBI	>0,85	<0,85-0,7	<0,7-0,4	<0,4-0,2	<0,2

Das M-AMBI Verfahren wird von Niedersachsen zur Bewertung der Küstengewässertypen und auch in den äußeren Übergangsgewässern angewendet (HEYER 2009).

6.2.2.2 Anpassung des M-AMBI zur Bewertung des ökologischen Potenzials

6.2.2.3 Definition HÖP/GÖP

Wie oben bereits kurz beschrieben, wurden die Referenzwerte der drei Bewertungsparameter des M-AMBI für den Typ Übergangsgewässer ausschließlich auf der Grundlage rezenter Daten abgeleitet. D.h., die auf diese Weise definierten Referenzbedingungen sind trotz der Beeinträchtigungsfaktoren, die zur Ausweisung der Übergangsgewässer als „HMWB“ geführt haben, zumindest lokal realisiert. U.E. reflektieren die Referenzwerte daher bereits das ökologische Potenzial.

Vor diesem Hintergrund ist eine Anpassung der aktuellen Referenzbedingungen (Tab. 11, Tab. 12) und/oder eine Anpassung der definierten EQR-Klassengrenzen (Tab. 10) an das ökologische Poten-

zial nicht mehr notwendig. Zur Zielerreichung „GÖP“ ist allerdings nicht nur eine örtliche, sondern eine großflächigere Realisierung der Referenzwerte erforderlich. An dieser Stelle sei angemerkt, dass die Referenzwerte für den oligohalinen Bereich hier nur ergänzend aufgeführt sind. Dieser Abschnitt wird nur nachrichtlich mittels M-AMBI, vorrangig mit dem AeTV bewertet (s. Kap. 6.2.1). Die Tab. 11 und Tab. 12 dargestellten habitatspezifischen Referenzwerte beruhen auf zahlreichen Daten, die vorwiegend mittels van Veen Greifern erhoben wurden. Derzeit werden 10 van Veen Greifer je Habitat für die Bewertung entnommen und ausgewertet (NLWKN mdl.).

Tab. 11: Habitatbezogene M-AMBI-Referenzwerte für das HÖP (parameterspezifisch: Artenzahl, Diversität, AMBI)) (nach HEYER schriftl.) zur Bewertung des „ökologischen Potenzials“. * = Oligohaline Referenzwerte nur nachrichtlich, da das Oligohalinikum mittels AeTV bewertet wird. (Quelle: Heyer, schriftl.)

Übergangsgewässer (Ems, Weser)				
		Species number	Diversity	AMBI
Oligohaline*	Littoral sand			
	Littoral mud	10	2,46	3,62
	Subtidal shallow	9	2,99	1,31
	subtidal deep	20	3,16	0,16
Mesohaline	Littoral sand	17	2,98	0,36
	Littoral mud	11	2,83	1,65
	Subtidal shallow	17	2,95	0,11
	subtidal deep	14	3,26	0,03

Tab. 12: M-AMBI Referenzwerte für das HÖP (parameterspezifisch:(AMBI, Diversität, Artenzahl) für die polyhalinen Habitate der Übergangsgewässer nach HEYER (2013b), Angabe der Bezugsstationen. Hinweis von HEYER (2013b): grau unterlegte Referenzwerte sind noch nicht belastbar. AZ = Artenzahl, VV = Erfassung mit van Veen Greifer; StR. = Stechrohr, Stechrahmen. * = noch nicht getestet, da keine Monitoringstationen in Schlickbereichen (HEYER, schriftl.)

		neu ermittelte Referenzwerte					
		AMBI	Ref.Stat	Diver-sität	Ref.Stat	AZ	Ref.Stat
Sublitoral	Poly sub tief	0,07	BFG Stat. Ems3; 6 VV	3,71	BFG Stat. Ems3; 6 VV	34	BFG Stat. Ems3; 6 VV
		0,57	Weser-Station CK30; 3 VV Greifer	4,07	Station CK81; 3 VV Greifer	29	Station CK81; 3 VV Greifer
	Poly sub flach	1,53	Weser-Station CK33; 3 VV Greifer	1,78	Station CK42; 3 VV Greifer	34	Station CK45; 3 VV Greifer
Eulitoral	Poly eu Sand	1,65	Weser-station: WE48; 1Gr	2,86	WE47; 1Gr	20	WE47; 1Gr
	Poly eu Schlick	3,1*	We-Station B033_84; 1 StR, 1mm	1,8*	B033_84; 1 StR, 1mm	11*	B068_84; 1 StR, 1mm

6.3 Makrophyten (Seegras, Röhrichte, Brack- und Salzwiesen)

Bewertungsansätze nach Arens und Stiller

Für die Bewertung der Qualitätskomponente Makrophyten in den Übergangsgewässern der Ems und der Weser wird der Vorschlag von ARENS angewendet. Dieser Ansatz umfasst zum einen „Qualität“ der Röhrichtausprägung“ nach STILLER sowie die die emerse Vegetation des Vorlandes wie z.B. Queller- und Schlickgras-Flure und Brack- und Salzwiesen und zum anderen die emerse Vegetation auf den Wattflächen wie Seegras (Tab. 13).

Opportunistische Grünalgen werden aufgrund ihres geringen Vorkommens in Übergangsgewässern nicht bewertet. Generell sind submerse Makrophyten wie z.B. Armluchteralgen und Moose auch für die Bewertung der Übergangsgewässer relevant (STILLER 2005c). Da die hier betrachteten Übergangsgewässer jedoch als erheblich verändert eingestuft sind und submerse Makrophyten aus diesen Wasserkörpern weitestgehend verschwunden sind, werden nur emerse Makrophyten bewertet. Somit wird mit der Fokussierung auf emerse Makrophyten also bereits das „ökologische Potenzial“ (sensu STILLER 2005c) abgebildet.

Hinweis: Anders als für die Übergangsgewässer der Ems und Weser wird die Tideelbe mittels STI_M von STILLER (2005a, 2005b) bewertet. Dieser Index ist eine modifizierte Form des für Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns konzipierten „Standorttypieindex-Makrophyten“ (STI_M , LUNG 2002) und spiegelt die „Qualität“ der Röhrichtausprägung wider. Der STI_M ist von ARENS (2009) als ein zusätzliches Metric gleichrangig zu den o.g. Parametern zur Bewertung des oligo- α -mesohalinen Abschnitts von Ems und Weser in das niedersächsische Verfahren implementiert worden. Die Bewertungskriterien werden im Folgenden abschnittsbezogen näher erläutert.

Tab. 13: Überblick über die derzeitigen Bewertungsverfahren und dort enthaltenen Parametern für die Qualitätskomponente Makrophyten in den Übergangsgewässern Weser und Ems.

	Übergangsgewässer Weser T1.4000.01	Übergangsgewässer Emsästuar T1.3990.01	Übergangsgewässer Untere Ems T1.3000.01
Röhrichte, Brack- und Salzwiesen	<p>ARENS (2006, 2009) <u>NLWKN (2010)</u></p> <p><u>Außenweser</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Vorlandfläche der Brack- und Salz- marschen • Vegetations- zonierung Brack- und Salz- marschen <p><u>Unterweser</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Vorlandfläche • Flächenanteil na- turraumtyp. Bio- toptypen • Röhrichtbreite <p>STILLER (2005a, b)</p> <ul style="list-style-type: none"> • Arten und Struktur des Röhrichtgürtels • Vitalität der Röh- richte 	<p>ARENS (2006, 2009) <u>NLWKN (2010)</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Vorlandfläche der Brack- und Salz- marschen • Vegetations- zonierung Brack- und Salz- marschen 	<p>ARENS (2006, 2009) <u>NLWKN (2010)</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Vorlandfläche • Flächenanteil na- turraumtyp. Bio- toptypen • Röhrichtbreite <p>STILLER (2005a, b)</p> <ul style="list-style-type: none"> • Arten und Struktur des Röhrichtgürtels • Vitalität der Röh- richte
Seegras	<p>KOLBE (2006, 2007) NLWKN (2010)</p> <ul style="list-style-type: none"> • Flächen- ausdehnung • Bewuchsdichte und Artzusammen- setzung 	<p>KOLBE (2006, 2007) NLWKN (2010)</p> <ul style="list-style-type: none"> • Flächen- ausdehnung • Bewuchsdichte und Artzusammen- setzung 	Keine Bewertung

Bewertungskriterien Teilkomponente „Brack- und Salzwiesen, Röhrichte“

In den Übergangswasserkörpern der Ems und Weser kommen mit zunehmendem Salzgehalt stromabwärts natürliche Salzpflanzengesellschaften vor, stromauf nehmen Röhrichtgesellschaften zu. Die Brack- und Salzwiesen sowie die Ausdehnung der Röhrichte werden in Niedersachsen nach dem von ARENS (2006, 2009) für die Wasserkörper „Übergangsgewässer Weser“, „Übergangsgewässer Emsästuar“ und „Übergangsgewässer Untere Ems“ erstellten Bewertungsverfahren bewertet, dabei erfolgt die Bewertung differenziert nach Salinitätszonen. Für den β -mesohalinen bis polyhalinen Abschnitt sind die Parameter „Vorlandfläche der Brack- und Salz- marschen“ und deren „Vegetationszonierung“ relevant (Tab. 13). Der oligo- bis α -mesohaline Bereich wird über die Parameter „Vorlandfläche“, „naturraumtypische Biotoptypen“, „Röhrichtbreite“ sowie – unter Einbe-

ziehung des Verfahrens von STILLER (2005 a, b) – Arten und Struktur des Röhrichtgürtels einschließlich seiner Vitalität bewertet (Tab. 13).

Bewertungskriterien für den meso-/polyhalinen Abschnitt des Übergangsgewässers Weser und den Wasserkörper „Emsästuar“

Wie bereits oben angemerkt erfolgt die sektorale Bewertung (meso-polyhalin) nach ARENS (2006, 2009) über die folgenden Parameter:

- Ausdehnung Vorlandfläche der Brack- und Salzmarschen (Außenweser, Emsästuar),
- Vegetationszonierung Brack- und Salzmarschen.

Der Parameter „Vorlandfläche der Brack- und Salzmarschen“ umfasst nach ARENS (2006, 2009) alle vor dem Hauptdeich gelegenen Salz- und Brackmarschen sowie Grünländer (potenziell überflutbare Fläche). Bewertet wird die Fläche der Salz- und Brackmarschen als prozentualer Anteil an der Größe des Wasserkörpers. Als Referenzzeitraum wurde das Jahr 1860 gewählt, da seitdem die Deichlinie kaum weiter verändert wurde (NLWKN 2010). Zu diesem Zeitpunkt umfasste z.B. an der Weser der prozentuale Anteil (Referenz) der Vorländer der Brack- und Salzmarschen bei einer Wasserkörpergröße von 19.901 ha rd. 7 % (1.356 ha). Flächen innerhalb der Sommerpolder sowie die stromseitigen Pionierzonen (Queller- und Schlickgras-Flure) gehen nicht in die Bewertung ein.

Der Parameter „Vegetationszonen“ betrachtet die Abfolge der Vegetation innerhalb der Brack- und Salzmarschen, wobei sowohl räumliche (Höhenzonierung) als auch zeitliche Aspekte (Altersentwicklung) bewertungsrelevant sind. Bewertet wird das Vorhandensein von vier Zonen (Pionierzone, untere Salzwiese, obere Salzwiese, Brackmarsch) innerhalb eines definierten Bereiches, die durch definierte Referenzanteile vertreten sein sollten. Die mögliche Dominanz einer Zone führt zu einer Abweichung von den Referenzbedingungen und bedeutet, dass die natürlichen Prozesse von Erosion und Sedimentation gestört sind und die Brack- und Salzwiesen ihre Funktionen nicht voll erfüllen können.

Nach ARENS (2006, 2009) erhalten alle Zonen, die einen ausgewogenen Zustand darstellen, die maximale Punktzahl von 2 Punkten. Eine positive, allerdings bereits reduzierte Bewertung (1 Punkt) erhalten alle Zonen, die noch innerhalb einer gewissen Grenze unterhalb bzw. oberhalb des als ausgewogen anzusehenden Bereichs liegen. Darunter bzw. darüber liegende Flächenanteile erhalten keine Punkte (0 Punkte).

Bewertungskriterien für den meso-/oligohalinen Abschnitt des Übergangsgewässers Weser und den Wasserkörper „Untere Ems“

Die Bewertung dieser Abschnitte/Wasserkörper (oligo-mesohalin) erfolgt nach ARENS (2006, 2009) sowie STILLER (2005 a, 2005b) und umfasst die unten aufgeführten Kriterien:

- Vorlandfläche (quantitativ)
- Vorlandfläche (qualitativ): Flächenanteil naturraumtypischer Biotoptypen

- Röhrichte (quantitativ, Breite des Röhrichts)
- Röhrichte (qualitativ): Arten und Struktur des Röhrichtgürtels

Vorlandfläche

Die Vorlandfläche, berechnet als prozentualer Anteil an der Gesamtfläche des Wasserkörpers, bezieht sich ausschließlich auf den Bereich, der potenziell überflutet werden kann. Die Ausdehnung wird anhand von Luftbildauswertungen und Kartierungsergebnissen ermittelt. Bewertungsmaßstab ist dabei ein historischer Referenzzustand, der sich auf den Zeitraum um 1860 (Weser) bzw. 1897 (Ems) bezieht (ARENS 2009). Zu diesem Referenzzeitpunkt betrug z.B. an der Weser der prozentuale Anteil der Vorlandfläche (3153 ha) an der Wasserfläche (7444 ha) rd. 42 %. Dieser Wert beschreibt den „sehr guten ökologischen Zustand“.

Biotoptypen

Um auch die Qualität der Vorlandflächen zu bewerten, werden von ARENS (2006) die im Gebiet vorkommenden Biotoptypen berücksichtigt. Folgende Biotoptypen sind nach ARENS (2006) für die Bewertung relevant:

- natürliche Ufervegetation (Röhrichte, Pioniervegetation),
- artenreiches Extensivgrünland mäßig feuchter bis mäßig trockener Standorte,
- artenreiches Feucht- und Nassgrünland,
- Magerrasen,
- Quellerwatt und Salzwiesen,
- Auenwälder.

Bewertungsgrundlage ist der prozentuale Anteil der naturraumtypischen Biotoptypen an der Gesamtvorlandfläche. Die von ARENS (2006 & 2009) für diesen Parameter definierten Referenzbedingungen (Leitbild: Mosaik naturraumtypischer Biotoptypen) reflektieren nach der Autorin nicht den „sehr guten ökologischen Zustand“, sondern bereits das „höchste ökologische Potenzial“, da das Leitbild vor dem Hintergrund rezenter Rahmenbedingungen entwickelt wurde.

Röhrichte (quantitativ)

Für den oberen Abschnitt der Übergangsgewässer ist das Vorkommen von Röhrichtbeständen der zentrale Bewertungsparameter. In ARENS (2006) wurden Mindestbreiten von Röhrichtbeständen festgelegt und der jeweiligen Wertstufe des ökologischen Zustands zugeordnet. Entlang definierter Uferabschnitte (äußere Bewuchsgrenze) werden über eine diesbezüglich idealisierte Linie sektoral Röhrichtbreiten ermittelt und den Bewertungskategorien zugeordnet (s. ARENS 2006). Uferabschnitte wurden so gewählt, dass keine Strecke < 50 m betrug. Priele - auch größere als von 50 m Breite - die innerhalb von Röhrichtbeständen lagen, wurden zum Röhricht gezählt. Weiterhin wurden Bereiche dokumentiert, die anthropogen so stark verändert sind (Besiedlung, Hafenanlagen etc.), so dass hier eine Wiederetablierung von Röhrichtbeständen unwahrscheinlich bzw. auszuschließen ist. Die Gesamtbewertung ergibt sich aus den prozentualen Anteilen der Uferstrecken mit

entsprechenden Röhrichtbreiten an der Gesamtuferlinie (exklusive der infolge von Nutzungen (Siedlung, Verkehr, Küstenschutz, Häfen u.ä.) verbauten Uferstrecken. Da die Referenzbedingungen also vor dem Hintergrund rezenter Rahmenbedingungen und Flächen mit „unveränderbaren Nutzungen“ als „Vorbelastung“ definiert wurden, bezieht sich dieser Parameter bereits auf das ökologische Potenzial.

Röhrichte (qualitativ)

Das Kriterium „Arten und Struktur des Röhrichtgürtels“ wird nach STILLER (2005a, 2005b) bewertet. Hierfür wird unterhalb MThw bis zur wasserseitigen Vegetationsgrenze neben der Artzusammensetzung und Abundanz auch die Besiedlungsstruktur, die sich aus den Zusatzkriterien Ausdehnung, Vegetationszonierung und Vitalität zusammensetzt, berücksichtigt und im Vergleich zu einer gewässertypischen Referenz beurteilt.

Gesamtbewertung

Für eine Gesamtbewertung der Teilkomponente „Brack- und Salzmarschen sowie Röhrichte“ werden zunächst die o.g. Parameter im Einzelnen bewertet; dabei wird wie vorstehend beschrieben innerhalb des Wasserkörpers „Übergangsgewässer Weser“ eine Differenzierung in inneres und äußeres Übergangsgewässer vorgenommen (ARENS 2009). Die Ergebnisse der einzelnen Parameter werden für jeden Teilbereich ungewichtet addiert und durch die Anzahl der verwendeten Parameter (2 bzw. 4) geteilt. Innerer und äußerer Abschnitt des Übergangsgewässers werden ebenfalls ungewichtet addiert und die Summe durch die Anzahl der einbezogenen Teilbereiche (2) dividiert. Die Fokussierung ausschließlich auf den Parameter „Röhrichtausprägung“ stellt nach STILLER (2005a, 2005b) bereits eine Potenzialbewertung dar. Die Feststellung des „ökologischen Zustands“ würde zusätzlich die Bewertung submerser Makrophyten erfordern. Die hydromorphologischen Rahmenbedingungen in den stark veränderten Ästuaren lassen die Etablierung submerse Makrophyten kaum zu (s.u.).

Hinweis zur Gesamtbewertung Teilkomponente „Brack- und Salzwiesen, Röhrichte“

In der Gesamtbewertung der Teilkomponente kann das „gute ökologische Potenzial“ nicht erreicht werden, wenn eine Teilbewertung (äußeres oder inneres Übergangsgewässer) eine schlechtere Klasse als „mäßig“ aufweist.

Bewertungskriterien Teilkomponente Seegras im Übergangsgewässer

Derzeit wird nur das Vorkommen eulitoral Seegraswiesen bewertet, da keine geeigneten Informationen über sublitorale Seegrasbestände vorliegen, auch wenn diese gesichert historisch vorkamen. Die Bewertung des Seegrases findet nach KOLBE (2006 & 2007) und NLWKN (2010) statt und umfasst die Parameter:

- Artzusammensetzung der Seegraswiese (*Zostera marina*, *Z. noltii*),
- Fläche Seegraswiese,
- Dichte (% Bedeckung innerhalb des Vorkommens).

In den Übergangsgewässern von Weser und Ems kommen als einzige Vertreter der Angiospermen Seegräser der Gattung *Zostera* vor, wobei es sich um die zwei Arten *Zostera noltii* und *Zostera marina* handelt.

Als Referenzfläche der Seegrasbestände im Eulitoral wird – wasserkörperspezifisch unterschiedlich – die größte bisher dokumentierte Ausdehnung angesetzt. Für den Wasserkörper „Übergangsgewässer Weser“ ist dies z.Z. der Zustand von 1993 mit 2,6 km² (KOLBE 2006 & 2007). Für das Emsästuar werden seit der Kartierung 2002/03 (ADOLPH et al. 2003) als neue Referenz 2,1 km² angesetzt (ADOLPH 2009); dieser Referenzwert basiert im Wesentlichen auf den Vorkommen auf dem Hund-Paapsand (ADOLPH 2009). Die aktuell ermittelten Seegrasflächen werden in Beziehung zur „historischen“ Referenz gesetzt und entsprechend bewertet.

Die Bewertung der Kriterien „Bewuchsdichte“ und „Artzusammensetzung“ geht auf einen Vorschlag niederländischer Fachkollegen zurück (NLWKN 2010). Im Rahmen der Interkalibrierung wurde dieser Ansatz zu einer kombinierten Bewertung weiterentwickelt. Innerhalb des Kriteriums „Artzusammensetzung“ findet eine Herabstufung des Bewertungsergebnisses statt, wenn eine der beiden potentiell in einem Wasserkörper vorkommenden Arten fehlt. Zusätzlich wird die Dichte der Seegrasbestände bewertet, die sich auf den Bedeckungsgrad in % der Fläche des Bestandes bezieht.

Verrechnung der Teilkomponenten für die Gesamtbewertung der Makrophyten

Das arithmetische Mittel der zwei EQR-Werte aus der Bewertung der Teilkomponenten „Röhrichte, Brack- und Salzmarschen“ und „Seegras“ ergibt die Gesamtbewertung des ökologischen Zustands/Potenzials der Wasserkörper im Hinblick auf die Qualitätskomponente „Makrophyten“.

6.3.2 Anpassung der Verfahren zur Bewertung des ökologischen Potenzials – Definition HÖP/GÖP

Nach Anhang V Nr. 1.2.5 der EG-WRRL ist das höchste ökologische Potenzial (HÖP) der hydromorphologischen Komponenten eines erheblich veränderten oder künstlichen Gewässers definiert als der Status, der sich einstellt, wenn die hydromorphologischen Bedingungen so beschaffen sind, dass sich die Einwirkungen auf den Oberflächenwasserkörper auf die Einwirkungen beschränken, die von den künstlichen oder erheblich veränderten Eigenschaften des Wasserkörpers herrühren, nachdem alle Gegenmaßnahmen getroffen worden sind, um die beste Annäherung an die ökologische Durchgängigkeit, insbesondere hinsichtlich der Wanderungsbewegungen der Fauna und angemessener Laich- und Aufzuchtgründe, sicherzustellen. Das höchste ökologische Potenzial der biologischen Qualitätskomponenten wird erreicht, wenn die Werte für die einschlägigen biologischen Qualitätskomponenten, unter Berücksichtigung der physikalischen Bedingungen, die sich aus den künstlichen oder erheblich veränderten Eigenschaften des Wasserkörpers ergeben, soweit wie möglich den Werten für den Oberflächengewässertyp, der am ehesten mit dem betreffenden Wasserkörper vergleichbar ist, entsprechen. Das heißt, es müssen Maßnahmen im Gewässer identifiziert werden, die eine ökologische Verbesserung bringen, keine negativen Auswirkungen auf die Umwelt im weiteren Sinne und keine signifikant negative Auswirkung auf die bestehenden und weiter erforderlichen Nutzungen haben.

Brack- und Salzwiesen und Röhrichte

Wie bereits in der Beschreibung des Bewertungsverfahrens nach ARENS (2006 & 2009) angemerkt, erfolgt über die für die Parameter Salzwiesen und Röhrichte definierten Referenzbedingungen, die vor dem Hintergrund rezenter Rahmenbedingungen abgeleitet wurden, bereits eine Potenzialbewertung. Im Folgenden werden kurze Erläuterungen zur Festlegung des makrophytenbasierten HÖP/GÖP für Übergangsgewässer ausgeführt, die sich auf Angaben aus ARENS (2006 & 2009) und NLWKN (2010) beziehen.

Vorlandfläche der Brack- und Salzwiesen und Röhrichte (äußeres Übergangsgewässer)

Für die Bewertung des Kriteriums „Vorländer der Brack- und Salzwiesen“ (potenziell überflutbarer Bereich) wird deren Anteil in Relation zur Größe des Wasserkörpers gesetzt. In Bezug auf den erforderlichen „Potenzial-Maßstab“ wird

- der Deichbau als gegeben angesehen und entsprechend die Referenz mit dem Verlauf der Deichlinie von 1860 bzw. 1897 bestimmt,
- die zunehmende Einengung des Wasserkörpers berücksichtigt und
- anthropogen veränderte bzw. genutzte Flächen wie Sommerpolder, Hafenflächen, Wege, Campingplätze, hohe Spülfelder, etc. bei der Berechnung der gesamten Vorlandfläche nicht berücksichtigt.

Somit werden bei der Festlegung der Referenzbedingungen für den Parameter gesamte „Vorlandfläche (quantitativ)“ die anthropogenen Veränderungen, die nicht mehr veränderbar sind, berücksichtigt. Vor diesem Hintergrund und unter Einbeziehung der Wirkung umsetzbarer Maßnahmen reflektieren die Referenzbedingungen die Kategorie „höchstes ökologisches Potenzial“. Das „HÖP“, bzw. das an diesem orientierte und relevante „GÖP“ kann erreicht werden, wenn die makrophytenbezogenen Maßnahmentypen umgesetzt werden (s. Tab. 22).

Vegetationszonierung der Brack- und Salzmarschen

Die Referenzbedingungen für den Parameter „Brack- und Salzmarschen“ integrieren bereits die anthropogenen Veränderungen/Nutzungen, da nur Salzwiesenareale betrachtet werden, die unter Berücksichtigung der heutigen Rahmenbedingungen vorkommen können. Es wird aber davon ausgegangen, dass auch unter diesen Rahmenbedingungen alle typischen Vegetationszonen in einem ausgewogenen Verhältnis (als Indikator für die Qualität der Salzwiesen) vorkommen können, so dass die Kriterien zur Erreichung des HÖP/GÖP, bezogen auf die qualitative Ausprägung der Salzwiesen, denjenigen des sehr guten/guten ökologischen Zustands entsprechen können.

Vorlandfläche (inneres Übergangsgewässer)

Die Festlegung der Referenzbedingungen bezogen auf die „Vorlandfläche“ im oligo- bis mesohalinen Abschnitt der Übergangsgewässer, erfolgte ebenfalls unter Berücksichtigung der rezenten Rahmenbedingungen (verkleinerter Wasserkörper im Vergleich zu früheren Jahrhunderten, jetziger Verlauf der Hauptdeichlinie, Hafenanlagen etc.). Aus den vorgenannten Gründen erscheint eine Anpassung der definierten Referenzbedingungen bzw. der Klassengrenzen zur Bestimmung des

ökologischen Potenzials nicht erforderlich, d.h. die Referenzbedingungen reflektieren auch das HÖP. Das „HÖP“, bzw. dass an diesem orientierte und relevante „GÖP“ kann erreicht werden, wenn die makrophytenbezogenen Maßnahmentypen umgesetzt werden (s. Kap. 7)

Flächenanteil naturraumtypischer Biotoptypen

Das Leitbild, als Bewertungsmaßstab für den Parameter „Biotoptypen“ begründet sich auf der heutigen „potentiell natürliche Vegetation“ (ARENS 2006). Ziel war es, das heutige Naturpotenzial zu definieren und nicht die Rekonstruktion eines historischen Zustands. Mit einem solchen Vorgehen wurden irreversible hydromorphologische Veränderungen und deren Auswirkungen z.T. als „gegeben“ hingenommen (ARENS 2009). Da somit nicht zwangsläufig eine (historische denkbare) Besiedlung durch z.B. ausgedehnte Auenwälder als Leitbild gewählt wurde und anthropogene Veränderungen den Rahmen zur Ableitung der Referenz bildeten, liegen bereits verminderte Umweltziele zugrunde, so dass die für den Parameter „naturraumtypische Biotoptypen“ definierten Referenzbedingungen als das höchste ökologische Potenzial bezeichnet werden können.

Hinweis: Aufgrund des Fehlens einer flächendeckenden Karte, wird als pragmatische Alternative für die Bewertung der räumlichen Ausdehnung der Flächenanteil aller Biotoptypen zusammen bewertet. Hierbei wird nicht nach spezifischen Biotoptypen differenziert, d.h., zielführend ist bereits eine vollständige flächige Besiedlung durch einen oder mehrere naturraumtypische Biotoptypen.

Röhrichtbreite

Ein Anteil der Uferzonen der jeweiligen Übergangsgewässer ist durch Städte, Hafen- und Sielanlagen, Küstenschutzbauwerke, Freizeitanlagen etc. bebaut. Auf solchen Arealen ist eine Ansiedlung von Röhrichten auch in Zukunft nicht möglich; dies gilt nicht für heute noch unbebaute Flächen, für diese wird entsprechendes Entwicklungspotenzial vorausgesetzt. Da die o.g. spezifischen Nutzungen innerhalb der als HMWB ausgewiesenen Wasserkörper auch weiterhin Bestand haben, wurden solche Bereiche von ARENS (2006 & 2009) bei der Ableitung der Referenzbedingungen nicht einbezogen. Da hierdurch (Uferstrecke, max. mögliche Ausdehnung) bereits verminderte Umweltziele zugrunde gelegt werden, wird über die für den Parameter Röhrichtbreite festgelegten Referenzbedingungen das ökologische Potenzial bewertet. Das „HÖP“, bzw. das an diesem orientierte und relevante „GÖP“, kann erreicht werden, wenn für die Röhrichtentwicklung geeignete Maßnahmentypen umgesetzt werden (s. Kap. 7).

STI_M

Aufgrund der hydromorphologischen Veränderungen (u.a. Erhöhung Tidehub, Verlust von Flachwasserzonen, z.T. Erhöhung der Schwebstoffkonzentration) sind die Ansiedlungsmöglichkeiten bzw. Wiederbesiedlungsmöglichkeiten für submerse Makrophyten stark begrenzt (STILLER 2008). Nach STILLER fokussiert die Bewertung des ökologischen Potenzials ausschließlich auf emerse Makrophyten im Eulitoral. Mit dieser Einschränkung kann über den modifizierten STI_M das ökologische Potenzial berechnet werden (Abb. 18).

Berechnung des STI-Makrophyten in Tidegewässern für den „ökologischer Zustand“

$$STI_{MT} = B_{s_{ges}} \cdot B_s \frac{\sum K_{DA}}{nK}$$

Berechnung des STI-Makrophyten in Tidegewässern für das „ökologische Potenzial“

$$STI_{MT} = B_s \frac{\sum K_{DA}}{nK}$$

STI _{MT}	=	Standorttypindex-Makrophyten
B _{s_{ges}}	=	Besiedlungsstruktur Eulitoral <u>und</u> Sublitoral (B _{s_{ges}} -Faktor)
B _s	=	Besiedlungsstruktur Eulitoral (B _s -Faktor)
K _{DA} -Wert	=	Quantität der ökologischen Kategorie an der Gesamtquantität
nK	=	Anzahl der vorkommenden ökologischen Kategorien

Abb. 18: Berechnung „ökologischer Zustand“ und „ökologisches Potenzial“ nach STI_M in Tidegewässern (aus STILLER 2011).

Für die Teilkomponente Brack- und Salzwiesen sowie Röhrichte kann über die bestehenden Bewertungsverfahren bereits das ökologische Potenzial bewertet werden; die Begründung wurde oben in zusammengefasster Form dargestellt. Ausführlichere Begründungen für jedes Einzelkriterium sind den oben benannten Fachberichten zu entnehmen.

Seegras

Die Referenz für den Parameter „Seegrasfläche“ bezieht sich auf die höchste im Rahmen von rezenten Kartierungen erfasste Fläche an Seegraswiesen (Bedeckung > 5 %). Die zeitliche Verortung der Referenz umfasst variable Zeiträume zwischen 1950 und der letzten Kartierung. Für den Wasserkörper Übergangsgewässer Weser wurde nach KOLBE (2006) die rezent größte Fläche an Seegraswiesen (2,6 km²) im Rahmen der von 1991 – 1993 durchgeführten großflächigen Kartierung der niedersächsischen Watten im Jahr 1993 erfasst. Im Emsästuar geht der Referenzwert von 2,1 km² auf die Kartierungen im Zeitraum 2002/2003 zurück.

Im festgelegten Referenzzeitraum waren die bekannten Stressoren für Seegras (Trübung, Eutrophierung, Schadstoffe) sowie die anthropogenen Nutzungen (Schifffahrt, Fischerei) bereits präsent, so dass auch die Referenzbedingungen und die angeleiteten Klassengrenzen bereits eine Degradation des Systems berücksichtigen, so dass der von KOLBE definierte „gute ökologische Zustand“ für die einzelnen Kriterien gleichzeitig das „höchste ökologische Potenzial“ widerspiegelt und diesem also gleichzusetzen ist.

Wuchsdichte

Für die Teilkomponente Seegras wird in den bestehenden Bewertungsverfahren zwar der ökologische Zustand bewertet, welcher aber aufgrund des variablen und z.T. rezenten Referenzzeitraumes für die Seegrasfläche auch dem ökologischen Potenzial entspricht, da die jetzigen Nutzungen innerhalb der Wasserkörper bereits bei der Definition der Referenzbedingungen berücksichtigt wurden.

7. „Potenzialbewertung“ der Übergangsgewässer Weser & Ems

7.1 Fische

Auf der Grundlage der oben beschriebenen Anpassungen der Referenzbedingungen an das ökologische Potenzial erfolgte eine Bewertung der vorliegenden Daten für die Übergangsgewässer der Ems (WK T1 3990.01/3000.01) und der Weser (WK T1 4000.01). Das Übergangsgewässer der Ems ist anders als die übrigen Übergangsgewässer (1 Wasserkörper) durch 2 Wasserkörper repräsentiert. Die Konzeption des FAT-TW bzw. FAT-TW_{Potenzial} sieht im Regelfall keine sektorale Bewertung des Typs Übergangsgewässer vor. Die unten dargestellten Gesamtbewertungen (Tab. 15) und die Detailbewertungen (Abb. 20 und Abb. 19) beziehen sich also jeweils auf das gesamte Übergangsgewässer, d.h. die Ems-WK wurden hier zusammengefasst bewertet. Wie bereits in Kapitel 6.1 dargestellt, umfasst der Bewertungsansatz zwei Parametergruppen („Artenspektrum“ und „Abundanz-Indikatoren“). Nach BIOCONSULT 2012 wird abweichend vom ursprünglichen Ansatz nun für jede Parameter Gruppe ein EQR-Wert berechnet. Der Mittelwert aus beiden Teilbewertungen ergibt nach

$$\text{FAT-TW}_{\text{Potenzial}}: \text{EQR}_{\text{pot}} = (\text{EQR}_{\text{speccom}} + \text{EQR}_{\text{abund}})/2$$

die Gesamtbewertung für das Potenzial des Übergangsgewässers. Tab. 14 zeigt die EQR-Klassengrenzen für das ökologische Potenzial. Es sei hier darauf verwiesen, dass diese nach wie vor denjenigen entsprechen, die für die Bewertung des ökologischen Zustandes definiert wurden. Die Unterschiede „Zustand vs. Potenzial“ beziehen sich auf veränderte Referenzbedingungen (s. Kap. 6.1).

Tab. 14:: EQR-Klassengrenzen des ökologischen Potenzials (QK Fische) .

Festlegung des EQR-Wertes	EQR-Klassen ökologisches Potenzial
0,9 - 1	höchstes
0,68 - <0,9	gut
0,5 - <0,68	mäßig
0,25- <0,5	unbefriedigend
<0,25	schlecht

Ems (WK T13990.01/3000.01)

Die Jahres-EQR-Werte der WK T1 3990.01/3000.01 der Ems 2008 und 2012 variieren zwischen 0,46 (2008) bis 0,57 (2012). Während die interannuelle Amplitude der Jahres-EQR-Werte des Parameters „Abundanz Indikatorarten“ gering ist, hat sich insbesondere die Bewertung des Artenspektrums seit 2008 verbessert. Ab 2009 weisen die Ergebnisse für den Parameter (Spec.com) das GÖP (EQR > 0,67) aus (Tab. 15). Wie oben bereits dargestellt, ist dies v.a. auf die gestiegene Artenzahl der relevanten marinen Gilden im äußeren Wasserkörper zurückzuführen. Die Daten aus 2011 wurden im Rahmen der vorliegenden Bewertung nicht berücksichtigt. Diese wurden im Rahmen eines niederländischen Monitorings erhoben und lagen uns nicht vor.

Die Gesamtbewertung (Spec.com, Abundanz inkl. Altersstruktur) weist aber trotz der beschriebenen Unterschiede in Bezug auf einzelne Metrics für jedes Jahr das „mäßige ökologische Potenzial“ aus. Werden die vorliegenden Jahresbewertungen über Mittelwertbildung zu einem „6-Jahres-EQR“ (siehe auch unten) aggregiert, bleibt die Klasse „mäßig“ ($EQR_{MW_6_Jahre} = 0,52 \pm 0,04$) erwartungsgemäß gleich. Dies gilt auch unter Berücksichtigung der Standardabweichung der Jahres-EQR-Werte. Im Vergleich zum ökologischen Zustand verbessert sich das formale Bewertungsergebnis auf der Grundlage der Potenzial-Referenzbedingungen um bis zu etwa 0,1 EQR-Punkte (Tab. 15). Die Metricergebnisse (Defizite hinsichtlich Abundanz diadromer Indikatoren und Kaulbarsch als Abundanzindikator des oligohalinen Abschnitts) zeigen, dass Verbesserungsmaßnahmen zur Zielerreichung (GÖP) v.a. auf den WK 3000.01 zielen sollten, da hier wesentliche ökologische Funktionen (z.B. Laich- und Aufwachsareal) beeinträchtigt sind.

Weser (WK T14000.01)

Die Jahres-EQR-Werte des WK T1 4000.01 der Weser 2007 und 2011 variieren zwischen 0,49 (2007) bis 0,57 (2011). Mit Ausnahme von 2007, mit einem geringen EQR von 0,29 (unbefriedigend) lagen die Abundanz-EQR-Werte in den Folgejahren deutlich höher (> 0,42). Die aktuelle Bewertung auf Basis der Monitoringergebnisse 2013 (nicht in Tab. 15 dargestellt) ergab einen Gesamt $EQR_{pot} = 0,57$ (mäßiges ökologisches Potenzial). Dabei war das Teilergebnis für die Metricgruppe „Artenspektrum“ knapp gut ($EQR_{Spec.com} = 0,687$). Defizite wurden allerdings für die Abundanzen ermittelt (unbefriedigend, $EQR_{abun} = 0,458$).

Anders als in der Ems waren die EQR-Werte für den Parameter „Artenspektrum“ interannuell weniger unterschiedlich und schwankten im Zeitraum 2007 - 2011 um die Grenze zum GÖP (EQR > 0,67).

Die Gesamtbewertung (Spec.com, Abundanz inkl. Altersstruktur) weist für jedes Jahr das „mäßige ökologische Potenzial“ aus. Werden die vorliegenden Jahresbewertungen über Mittelwertbildung zu einem „6-Jahres-EQR“ (siehe Kap. 10) aggregiert, bleibt die Klasse „mäßig“ ($EQR_{MW_6_Jahre} = 0,57 \pm 0,03$) erwartungsgemäß erhalten. Dies gilt auch unter Berücksichtigung der Standardabweichung der Jahres-EQR-Werte. Im Vergleich zum ökologischen Zustand verbessert sich das formale Bewertungsergebnis auf der Grundlage der Potenzial-Referenzbedingungen um bis zu etwa 0,14 EQR-Punkte (Tab. 15). Verbesserungsmaßnahmen zur Unterstützung der Zielerreichung (GÖP) sind v.a. im stromauf gelegenen Abschnitt des WK sinnvoll.

Tab. 15: Bewertung des ökologischen Potenzials auf der Grundlage der QK Fische für die Übergangsgewässer von Ems und Weser, differenziert nach Untersuchungsjahren und als 6-Jahresbewertung (hier vorläufig als Mittelwert -MW- der EQR-Werte der einzelnen Jahre). Anmerkung: Die zwei WK des Übergangsgewässers der Ems werden gemeinsam betrachtet und haben insofern eine identische Bewertung.

Übergangsgewässer T1	EQR _{pot} Abundanz- Indikatoren	EQR _{pot} species composition	EQR _{pot} gesamt	EQR ökol. Zustand
Ems 08 (WK T1 3990.01/3000.01)	0,29	0,625	0,46	
Ems 09 (WK T1 3990.01/3000.01)	0,33	0,75	0,54	
Ems 10 (WK T1 3990.01/3000.01)	0,25	0,75	0,50	0,4
Ems 12 (WK T1 3990.01/3000.01)	0,33	0,81	0,57	0,5
Ems_{6-Jahresbewertung} (vorläufig MW)	0,30	0,73	0,52	
Stabw.	0,03	0,07	0,04	
Klassenänderung bei +/-Stabw.	nein	ja, bei EQR _{6jahre} - Stabw.	nein	
Weser 07 (WK T1.4000.01)	0,29	0,687	0,49	
Weser 09 (WK T1.4000.01)	0,42	0,625	0,52	
Weser 11 (WK T1.4000.01)	0,42	0,687	0,55	0,43
Weser_{6-Jahresbewertung} (vorläufig MW)	0,38	0,687	0,52	
Stabw.	0,06	0,03	0,02	
Klassenänderung bei +/-Stabw.	nein	ja, bei EQR _{6jahre} - Stabw.	nein	

Detailbewertungen

Ergänzend zur oben aufgeführten Gesamtbewertung sollen noch die Bewertungsergebnisse auf Metric-Ebene dargestellt werden. Die Detailergebnisse zeigen, dass, bei einer gewissen interannuellen Variabilität, die Artenspektren in beiden Übergangsgewässern vor dem Hintergrund der Zielwerte für das GÖP z.T. nur geringere Defizite aufweisen. Insbesondere die Teilergebnisse der marinen Gilden (Juvenil, Saisonal) reflektieren das GÖP, da v.a. in jüngerer Vergangenheit (2011, 2012) die Referenzwerte sowohl in Weser als auch vornehmlich in der Ems erreicht wurden. Gewisse Defizite lassen sich bei den Ästuarin Residenten (ER) und bei den Diadromen Arten (DIA) erkennen (Abb. 20 oben und Abb. 19 oben). Anders als im Hinblick auf den Parameter Artenspektrum werden aber vor dem Hintergrund der weniger strengen Ziele des ökologischen Potenzials ausgeprägte Defizite bei den Abundanzen der meisten Indikatorarten deutlich. Hier sind insbesondere die Arten zu nennen, die wesentliche Lebenszyklen (Wanderroute, Reproduktion, Aufwuchsareal) in den Ästuaren vollziehen, wie u.a. Finte und Stint oder bei Vertretern der ästuarinen Gilde (Großer Scheibenbauch und Flunder) sowie der als Repräsentant des oligohalinen Abschnitts einzu-stufende Kaulbarsch. Die Ems weist diesbezüglich höhere Defizite auf als die Weser (Abb. 20 unten und Abb. 19 unten). Die Detailanalyse gibt auch Hinweise darauf, dass nach den fischbasierten Bewertungen die äußeren Abschnitte der Übergangsgewässer weniger beeinträchtigt sind als die inneren. Dies deuten v.a. Indikatorarten wie Stint, Finte oder Kaulbarsch an, deren Bestände aufgrund der v.a. in der Unterems ungünstigen Rahmenbedingungen im Reproduktionsareal starke Defizite aufweisen (Abb. 19 unten).

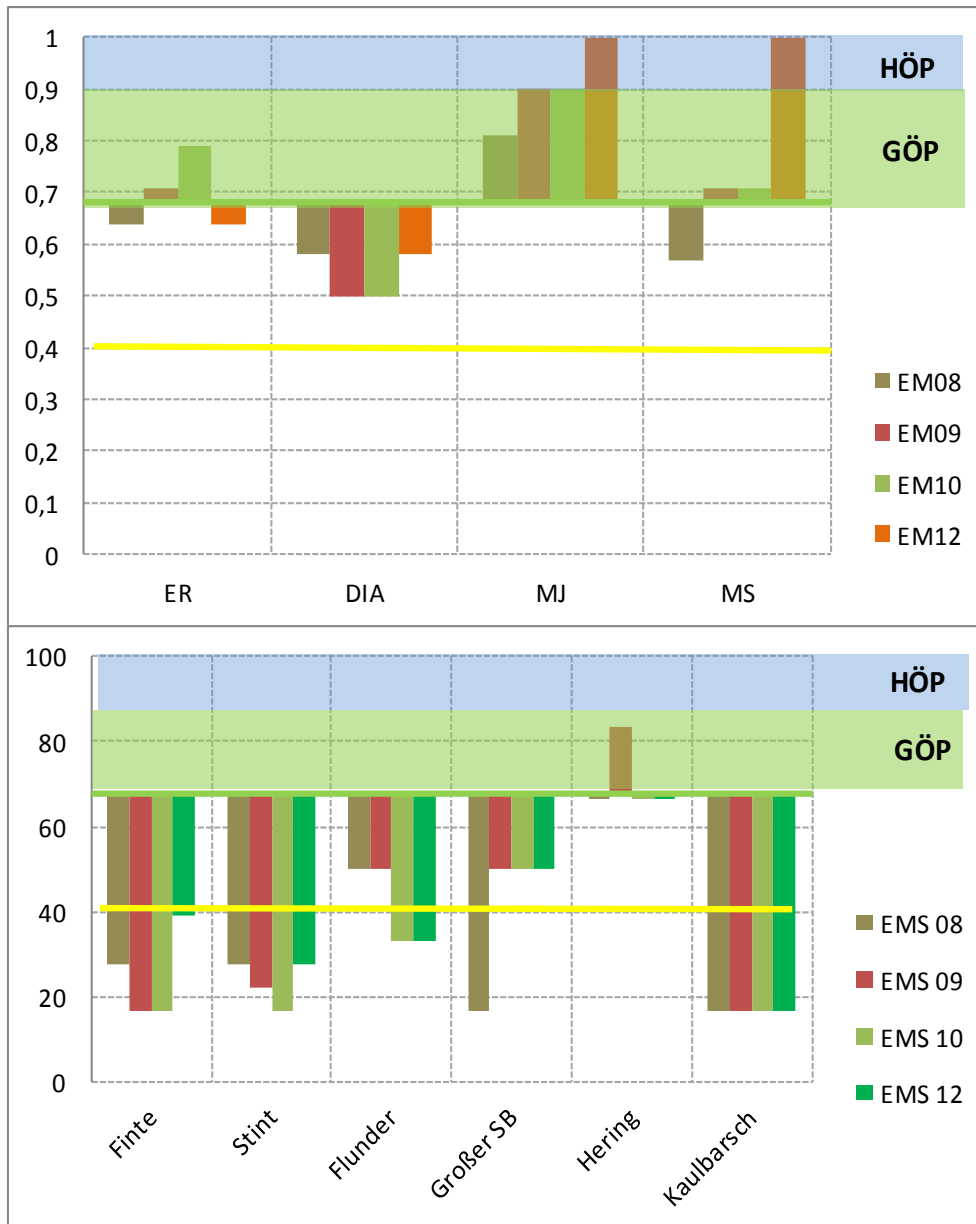


Abb. 19: Detailbewertungen nach FAT-TW^{Potenzial} für das Übergangsgewässer der Ems (T1 3990.01/3000.01) auf Metric-Ebene für den Zeitraum 2008 - 2012.

Bild oben Ergebnisse der Artenzusammensetzung auf Gildenebene. ER = Ästuarine Residenten, DIA = Diadrome Arten, MJ = Marin Juvenil, MS = Marin Saisonal; (Skalierung EQR-Werte als Abweichung von der „Benchmark GÖP“). Bild unten Ergebnisse Abundanz-Indikatoren (Skalierung: Ähnlichkeitswerte % als Abweichung von der „Benchmark GÖP“). Großer SB = Großer Scheibenbauch. Gelbe Linie Grenze mäßiges/unbefriedigendes ökologisches Potenzial.

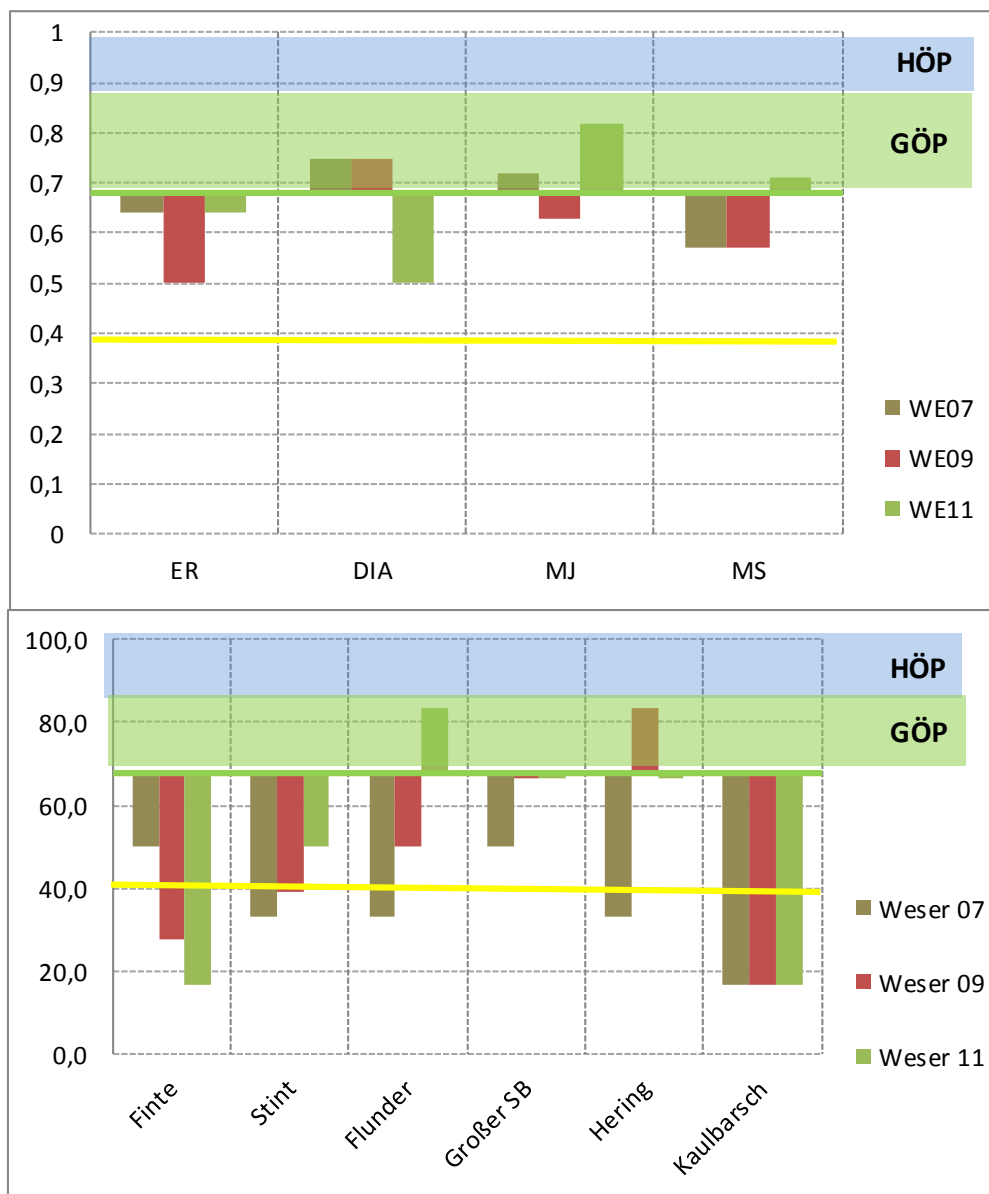


Abb. 20: Detailbewertungen nach FAT-TW^{Potenzial} für das Übergangsgewässer der Weser (T1 4000.01) auf Metric-Ebene für den Zeitraum 2007 - 2011.

Bild oben Ergebnisse der Artenzusammensetzung auf Gildenebene. ER = Ästuarine Residenten, DIA = Diadrome Arten, MJ = Marin Juvenil, MS = Marin Saisonal; (Skalierung: EQR-Werte als Abweichung von der „Benchmark GÖP“). Bild unten Ergebnisse Abundanz-Indikatoren (Skalierung Ähnlichkeitswerte % als Abweichung von der „Benchmark GÖP“). Großer SB = Großer Scheibenbauch. Gelbe Linie Grenze mäßiges/unbefriedigendes ökologisches Potenzial.

Hinweis: U.E. ist es sinnvoll, in Bezug auf den Bewertungsparameter „Artengemeinschaft“ für die Jahresbewertung bzw. die 6-Jahresbewertung, auch den Faktor Nachweishäufigkeit (Stetigkeit) der Arten zu berücksichtigen. Die Einbeziehung der Stetigkeit erfolgt vor dem Hintergrund, dass im HÖP/GÖP zumindest der Nachweis (presence-absence) einer Art räumlich und zeitlich regelmäßig erfolgen sollte. Falls regelmäßig zu erwartende Arten nur sporadisch erfasst werden, deutet dies auf Defizite hin und sollte im Rahmen der Bewertung des Artenspektrums entsprechend berücksichtigt werden.

Hierzu schlagen wir folgenden Ansatz vor:

$$(1) \text{EQR-ST} = \frac{\sum \text{ST}_{\text{Ref}} (\text{ER}+\text{DIA}+\text{MJ}+\text{MS})}{\sum \text{ST}_{\text{akt}} (\text{ER}+\text{DIA}+\text{MJ}+\text{MS})}$$

$$(2) \text{EQR}_{\text{speccom_ST}} = (\text{EQR}_{\text{speccom}} * 2 + \text{EQR}_{\text{ST}}) / 3$$

(1) Die Stetigkeit (ST) ergibt sich aus einem artspezifischen Erwartungswert (Vorkommen salinitätszonenbezogen) ST_{Ref} und dem tatsächlichen Nachweis einer Art im Rahmen des Monitoring (ST_{akt}). Auf der Gildenebene werden die artspezifischen monitoringbezogenen ST-Werte summiert und mit dem Erwartungswart der Gilde verglichen. Der Quotient aus aktuellem Wert und Erwartungswert ergibt den ST-EQR.

(2) Der $\text{EQR}_{\text{speccom}}$ wird dann durch den ST-EQR gewichtet.

(3) Der Gesamt-EQR-Artengemeinschaft ergibt sich durch Mittelwertbildung aller Teilergebnisse der Gilden ($\text{EQR}_{\text{speccom_ST}}$). Der Resultierende Wert wird dann als $\text{EQR}_{\text{speccom_Weighthetd}}$ bezeichnet.

7.2 Makrozoobenthos

Die Qualitätskomponente Makrozoobenthos wird in den Übergangsgewässern von Ems und Weser durch zwei unterschiedliche Indices bewertet. Wie oben bereits beschrieben, erfolgt die Bewertung des oligohalinen Abschnitts mittels AeTV, der meso-polyhaline Abschnitt mittels M-AMBI. Soweit erforderlich, wurde eine Anpassung der Verfahren für die Potenzialbewertung vorgenommen.

Im Fall der Ems teilt sich das Übergangsgewässer in zwei Wasserkörper (WK T13990.01/3000.01), so dass WK-bezogen nur der M-AMBI oder nur der AeTV für die Bewertung relevant ist. Soweit ein Wasserkörper alle Salinitätszonen einschließt, ergibt sich die Gesamtbewertung aus dem gewichteten Mittelwert der Teilergebnisse $1 * \text{EQR}_{\text{AeTV}}$ und $2 * \text{EQR}_{\text{M-AMBI}}$ (Abb. 21). Die höhere Gewichtung (Faktor 2) des M-AMBI-Ergebnisses ist insofern plausibel, da sich die Bewertung mit der meso-polyhalinen Bereich zwei Salinitätszonen umfasst bzw. sich auf eine deutlich größere Fläche bezieht.

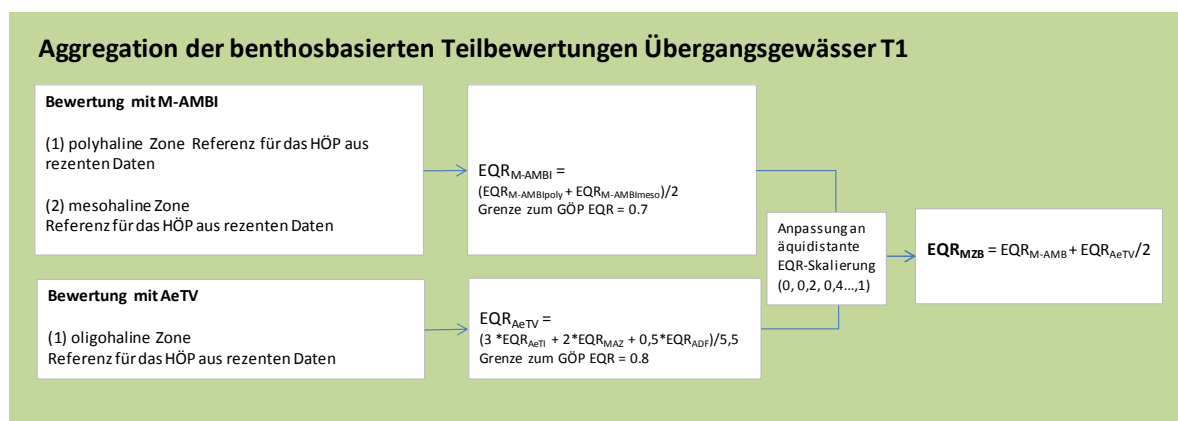


Abb. 21: Aggregationsansatz der benthosbezogene Teilbewertungen der Übergangsgewässer von Ems und Weser zu einer Gesamtbewertung (EQR_{MZB}).

Aufgrund der verfahrensspezifisch unterschiedlichen Klassengrenzen (z.B. AeTV-Grenze zum GÖP bei EQR = 0,8; M-AMBI-Grenze zum GÖP bei EQR = 0,7) ist eine einfache Mittelwertbildung auf der EQR-Ebene nicht möglich. Die nicht linearen EQR-Klassen der Verfahren sind daher auf eine jeweils äquidistante EQR-Skalierung zu standardisieren (Tab. 16). Auch im Rahmen der formalen Berücksichtigung bzw. der Verrechnung der AeTV-Co-Parameter ($EQR_{Artenzahl}$, EQR_{ADF}) mit dem EQR_{AeTI} wurde bereits auf dieses Erfordernis hingewiesen.

Tab. 16: Anpassung der EQR-Klassen von M-AMBI und AeTV auf eine standardisierte äquidistante Skalierung.

	EQR-Klassen nach AeTV	Anpassung auf "0,2-EQR-Intervalle"	EQR	Potenzial-Klasse
AeT-Index	>0,925 - 1	$y=2,776x-1,667$	0,8 - 1	HÖP
	0,8 - 0,925	$y=1,6x-0,68$	0,6 - <0,8	GÖP
	0,55 - <0,8	$y=0,8x-0,04$	0,4 - <0,6	mäßig
	0,275 - <0,55	$y=0,7273x$	0,2 - <0,4	unbefriedigend
	0 - <0,275	$y=0,7273x$	<0,2	schlecht
	EQR-Klassen nach AeTV	Anpassung auf "0,2-EQR-Intervalle"	EQR	Potenzial-Klasse
M-AMBI	>0,85 - 1	$y = 1,3423x-0,3423$	0,8 - 1	HÖP
	0,7 - 0,85	$y = 1,3443x-0,3272$	0,6 - <0,8	GÖP
	0,4 - <0,7	$y = 0,6667x-0,1333$	0,4 - <0,6	mäßig
	0,2 - <0,4	$y = x$	0,2 - <0,4	unbefriedigend
	0 - <0,2	$y = x$	<0,2	schlecht

Ems (WK T13000.01/3990.01)

Anders als bei der Weser ist das Übergangsgewässer der Ems durch zwei Wasserkörper repräsentiert. Der innere Wasserkörper der Ems T1 3000.01 umfasst den oligohalinen Abschnitt des Ästuars und wird daher ausschließlich mittels AeTV bewertet. Der äußere WK T1 3990.01 umfasst das Mesohalinikum und das Polyhalinikum; diese Bereiche werden ausschließlich über den M-AMBI bewertet. Eine Aggregation aus AeTV – und M-AMBI-Ergebnis zu einem Gesamtergebnis (analog zur Weser) ist für die Ems also nicht zwingend erforderlich.

Aufgrund der Tatsache, dass die Anpassung des AeTV an die Bewertung des Potenzials und auch die von KRIEG durchgeführte Revision der artspezifischen Eco-Werte noch nicht in die Bewertungssoftware umgesetzt sind, ist zunächst nur eine vorläufige Bewertung möglich. Für diese vorläufige Potenzialbewertung stehen Daten aus 2007 und 2011 (Ems-km 28) zur Verfügung.

WK T1 3000.01(AeTV)

Tab. 17 zeigt die AeTV-Ergebnisse auf der Grundlage der an eine Potenzialbewertung angepassten AeTI-Referenzwerte (s. Kap. 6.2.1). Insgesamt wird für das Jahr 2007 eine „schlechtes“ Potenzial und für 2011 ein „unbefriedigendes Potenzial“ ermittelt. Es sei hier angemerkt, dass die Bewertung in diesem Fall ausschließlich auf den Parametern MAZ und ADF beruht, da nach KRIEG (2011) die Voraussetzungen für eine belastbare Berechnung des AeTI-Wertes nicht erfüllt wurden. Für den Fall, dass der AeTI nur unzuverlässig ermittelt werden kann, schlagen wir vor den AeTV-EQR wie folgt orientierend zu berechnen: $[(EQR_{MAZ} * 2 + EQR_{ADF}) / 3]$.

Für den aktuellen Berichtszeitraum 2009 - 2012 wäre auf der bisherigen Datenbasis (2011) für den WK T1 3000.01 eine „unbefriedigendes ökologisches Potenzial“ auszuweisen.

Tab. 17: Vorläufige Bewertung des Ems WK T1.3000.01 mit AeTV^{Potenzial}. Daten 2007 und 2011. * = Voraussetzung der AeTI-Berechnung nicht erfüllt (vgl. KRIEG 2005), daher AeTI „ungültig“ (n.g.). MAZ : mittlere Artenzahl, DIV= ADF : Alpha Diversität nach Fisher

Ems T1.3000.01; km 25 (2007)		EQR_Potenzial linear skaliert
AeTI	2,34* (nicht gültig)	0,56
MAZ	3,9	0,195
DIV	1	0,100
Abundanzsumme (ind.)	16.781	
2007: EQR_Gesamt _{Pot}	nur MAZ & ADF da AeTI n.g.	0,16 schlecht
Ems T1.3990.01; km 60 (2011)		EQR_Potenzial linear skaliert
AeTI	2,03* (nicht gültig)	0,64
MAZ	13	0,42
DIV	2,74	0,17
Abundanzsumme (Ind.)	21.037	
2011: EQR_Gesamt _{Pot}	nur MAZ & ADF da AeTI n.g.	0,34 unbefriedigend

WK T1 3990.01(M-AMBI)

Für den äußeren WK (T1.3990.01) ist an dieser Stelle eine Neuberechnung auf der Grundlage der an die Potenzialbewertung angepassten Referenzwerte nicht erforderlich, da wie oben beschrieben, die bisherigen Referenzwerte aus rezenten Daten abgeleitet wurden und daher bereits eine Potenzialbewertung repräsentieren (Kap. 6.2.2). Das heißt, die bisherigen M-AMBI Bewertungen können unverändert übernommen bzw. sind z.T. derzeit noch in Berechnung. Nach dem Bewirtschaftungsplan 2009 (NLWKN 2010) würde der äußere WK demnach ein mäßiges Potenzial in Bezug auf Qualitätskomponente Makrozoobenthos aufweisen.

Nach einer aktuellen benthosbasierten Bewertung stuft HEYER (2014) das ökologische Potenzial des WK 3990.01 nach M-AMBI (EQR = 0.72 entspricht einem normalisierten EQR = 0,64) für den Zeitraum 2009 – 2012 als „gut“ ein. Diesbezügliche Details lassen sich HEYER (2014) entnehmen. Tab. 18 veranschaulicht die Bewertungsergebnisse für die beiden WK sowie für das gesamte Übergangsgewässer (ÜG) der Ems. Nach dem oben beschriebenen Aggregationsschlüssel von AeTV & M_AMBI-Ergebnis ergäbe sich für das gesamte ÜG der Ems ein „mäßiges ökologische Potenzial“.

Tab. 18: Benthosbasierte Potenzial-Bewertung (für den Zeitraum 2009 – 2013) des Ems WK T1 3000.01/T1.3990.01 nach AeTV^{Potenzial} (oligohalin) und M-AMBI^{Potenzial} (meso-polyhalin). Für den oligohalinen Bereich nur Daten aus 2011. EQR auf 0,2-Intervall angepasst.

Ems	WK T1 3000.01	WK T1 3999.01	Gesamt-EQR	Klasse
AeTV	0,34	-	0,34	unbefr.
M-AMBI	-	0,64	0,64	gut
Gesamt ÜG Ems	-	-	0,54	mäßig

Weser (WK T14000.01)

Die Bewertung des WK T1 4000.01 der Weser setzt sich aus den sektoralen Ergebnissen beider benthosbasierter Verfahren zusammen. Analog zur Ems fokussiert das AeTV auf den oligohalinen Abschnitt und der M-AMBI auf den meso-polyhalinen Abschnitt des Übergangsgewässers.

Bewertung nach AeTV (oligohalin)

Wie bereits oben für die Ems beschrieben (Potenzialbewertung muss noch in das AeTV-Tool implementiert werden, Revision der Eco-Werte), ist auch für die Weser zunächst nur eine exemplarische bzw. vorläufige Bewertung nach AeTV möglich. Für die Potenzialbewertung stehen Daten aus 2007 sowie aus 2011 (We-km 60) zur Verfügung. Es sei hier angemerkt, dass die hier verwendeten Daten bei We-km 60 einen Grenzbereich der oligohalinen und mesohaline Zone repräsentieren, also nicht ganz dem geplanten „Zuständigkeitsbereich“ des AeTV entspricht. Nach KRIEG (2006ff, s. Geltungsbereich AeTV) sollte der AeTV aber dennoch belastbare Ergebnisse liefern. Vor dem Hintergrund der genannten Einschränkungen würde für den oligohalinen Abschnitt des Übergangsgewässers das „mäßige ökologische Potenzial“ auszuweisen sein. Die Ergebnisse liegen insgesamt also im Grenzbereich um das GÖP. Maßgeblich für dieses Ergebnis ist das Modul AeTI, der modul-spezifische EQR-Wert (>0,7) signalisiert sowohl für 2007 als auch 2011 die Qualitätsklasse gut. (Tab. 19).

Tab. 19: Vorläufige Potenzial-Bewertung (sektoral oligohalin) des Weser WK T1.4000.01 mit AeTV^{Potenzial}. Daten aus KRIEG 2007 und 2011: Weser km 60. MAZ = mittlere Artenzahl, DIV, ADF = Alpha Diversität (neu berechnet).

Weser T1.4000.01; km 60 (2007)		EQR_Potenzial linear skaliert
AeTI	1,82	0,72
MAZ	11,8	0,46
DIV	3,83	0,32
Abundanzsumme (Ind.)	81.120	
2007: EQR_Gesamt_{Pot}		0,57 <i>mäßig (Tendenz gut)</i>
Weser T1.4000.01; km 60 (2011)		EQR_Potenzial linear skaliert
AeTI	1,67	0,77
MAZ	13	0,48
DIV	2,74	0,25
Abundanzsumme (Ind.)	21.037	
2011: EQR_Gesamt_{Pot}		0,59 <i>mäßig (Tendenz gut)</i>

Bewertung nach M-AMBI (Meso- und polyhalin)

Da die Anpassung bzw. eine Veränderung der bereits verwendeten Referenzwerte an das ökologische Potenzial nicht erforderlich ist, sind die in der Vergangenheit ermittelten Bewertungsergebnisse als das ökologische Potenzial zu definieren. So würde nach dem Bewirtschaftungsplan 2009 (NLWKN 2010) der äußere WK das „mäßige Potenzial“ in Bezug auf Qualitätskomponente Makrozoobenthos aufweisen. Für den Zeitraum 2009 – 2013 stehen aktuelle Gesamtbewertungen für den meso- und polyhalinen Abschnitt der Weser zur Verfügung (Heyer 2014). Demnach ist für den

meso-polyhalinen Abschnitt des WK T1 4000.01 ein „mäßiges Potenzial“ (EQR = 0,58 entspricht einem normalisierten EQR = 0,52) zu konstatieren.

Gesamtbewertung WK T1 4000.01 (AeTV & M-AMBI)

Für eine Gesamtbewertung des WKT1.4000.01 nach dem o.g. Aggregationsschlüssel $[(EQR_{M-AMBI} * 2 + EQR_{AeTV}) / 3]$ sind M-AMBI- sowie AeTV-Bewertungen erforderlich. Zugrunde gelegt werden das AeTV-Ergebnis von 2011 und die aggregierte M-AMBI-Bewertung von 2009 – 2013. Das Gesamtergebnis ergibt sich wie folgt $EQR_{ges} = [(2 * 0,52 + 1 * 0,59) / 3] = 0,54$.

Der Gesamt-EQR entspricht - analog zu beiden Teilbewertungen - einem „mäßigen ökologischen Potenzial“ (EQR=0,54, Tab. 20).

Tab. 20: Benthosbasierte Potenzial-Bewertung (für den Zeitraum 2009 – 2013) des Weser WK T1.4000.01 nach AeTV_{Potenzial} (oligohalin*, hier km 60) und M-AMBI_{Potenzial} (meso-polyhalin). * = Datengrundlage 2011. EQR auf 0,2-Intervall angepasst.

Weser	AeTV 2011 (km 60)	M_AMBI 2009 - 2013	Gesamt-EQR	Klasse
WK T1 4000.01	0,59	0,52	0,54	mäßig

7.3 Makrophyten

Nach dem oben beschriebenen Ansatz zur Potenzialbewertung ergibt sich auf Grundlage der QK Makrophyten ein EQR_{Pot} zwischen 0,26 – 0,53 für die Wasserkörper der Übergangsgewässer von Ems und Weser und damit insgesamt ein „unbefriedigendes“ bzw. „mäßiges ökologisches Potenzial“ (Tab. 21). Die dargestellte Gesamtbewertung, die sich auf einen 6-Jahres-Berichtszeitraum bezieht, errechnet sich aus dem Mittelwert der Parameter-Teilbewertungen. Diese basieren im Wesentlichen auf lediglich einer Untersuchung während eines Berichtszeitraumes (6-Jahre; Seegras, Röhrichte, Salzwiesen); lediglich einige wenige Dauerstationen im Röhrichtgürtel (inneres Ästuar) bzw. in Seegraswiesen (äußeres Ästuar) werden zu Kontrollzwecken häufiger aufgenommen.

Tab. 21: Potenzial-Bewertung der Qualitätskomponente Makrophyten (Einzelbewertung der Parameter und Gesamtbewertung) nach Stand BWP 2009 für die Wasserkörper „Übergangsgewässer Weser“, „Emsästuar“ und „Untere Ems“. Bewertung übernommen aus KOLBE (2006 & 2007), ARENS (2006 & 2009), Adolph (2009) und NLWKN (2010) sowie – nach Revision der Daten aus den vorgenannten Quellen - eigene Berechnungen.

Parameter	Wasserkörper		
	ÜG Weser	Emsästuar	Untere Ems
Brack- und Salzmarschen (äußeres Übergangsgewässer)			
Vorlandfläche der Brack- und Salzmarschen	0,46	0,38	keine Bewertung
Vegetationszonierung der Brack- und Salzmarschen	0,45	0,65	keine Bewertung
Brackmarschen, Röhrichte (inneres Übergangsgewässer)			
Vorlandfläche (Oligo- und Mesohalinikum)	0,76	keine Bewertung	1
Flächenanteil naturraum-typischer Biotoptypen	0,42	keine Bewertung	0,50
Röhrichtbreite	0,63	keine Bewertung	0,42
Arten und Struktur des Röhrichtgürtels	0,33	keine Bewertung	0,19
<u>Bewertung</u> Teilkomponente "Brack- und Salzwiesen, Röhrichte"	0,50	0,52	0,53
Seegras (nur äußeres Übergangsgewässer)			
Seegras-Flächenausdehnung	0,27	> 0,00	keine Bewertung
Wuchsdichte und Artzusammensetzung	0,57	0,01	keine Bewertung
<u>Gesamtbewertung</u> Teilkomponente "Seegras"	0,42	0,01	keine Bewertung
Gesamtbewertung Makrophyten	0,46	0,26	0,53
Klasse	mäßig	unbefr.	mäßig

Während das Emsästuar mit $EQR_{Pot} = 0,26$ noch vergleichsweise deutlich vom Zielwert $EQR_{Pot} = 0,6$ entfernt ist, liegt der EQR_{Pot} für die Unterems mit 0,53 relativ nah am Zielwert. Zur Zielerreichung ist insgesamt also Handlungsbedarf für die Umsetzung geeigneter Maßnahmen gegeben.

Im WK Emsästuar haben die als schlecht klassifizierten Seegrasbestände einen gravierenden Einfluss auf die Gesamtbewertung, woraus eine unbefriedigende Gesamtbewertung resultiert. Im WK Unterems führt die „mäßige“ Qualität der Vorlandvegetation und des Röhrichtgürtels zur Gesamt-

bewertung „mäßig“. In der Weser bewirken die qualitativ indizierenden Parameter der Teilkomponenten „Röhrichte, Brack- und Salzwiesen“ (inneres und äußeres ÜG) und „Seegras“ (beide jeweils „mäßig“) eine insgesamt „mäßige“ Gesamtwertung.

Im Folgenden werden die aktuellen Bewertungsergebnisse nach Stand des BWP 2009 für die einzelnen Wasserkörper der Weser und Ems kurz erläutert.

Emsästuar (WK T1 3990.01)

Der Parameter „Vorlandflächen der Brack- und Salzmarschen“ weist durch die „unbefriedigende“ Bewertung (EQR 0,38) noch auf Defizite hin. Die unbefriedigende Bewertung der Qualitätskomponente „Makrophyten“ liegt – wie oben bereits dargestellt - in erster Linie im schlechten Zustand der Teilkomponente „Seegras“ begründet, während die Teilkomponente „Brack- und Salzmarschen, Röhrichte“ insgesamt bereits ein „mäßiges ökologisches Potenzial“ aufweist (Tab. 21). Die noch in den Jahren 2002/2003 ausgedehnten Wiesen des Großen Seegrases (*Z. marina*) auf dem Hund/Paapsand in der Emsmündung sind bis auf geringe Reste erloschen (ADOLPH 2009, NLWKN 2010), so dass sowohl die Parameter „Flächenausdehnung“ als auch „Wuchsdichte und Artenstruktur“ ein schlechtes Potenzial aufweisen*.

Maßnahmen im Wasserkörper Emsästuar müssen sich in erster Linie auf eine Verbesserung der Rahmenbedingungen für Seegras konzentrieren. Allerdings ist anzumerken, dass aufgrund der z.T. bestehenden Unsicherheiten bezüglich möglicher Ursachen sowohl hinsichtlich des Rückgangs als auch in Bezug auf die Ausbreitung von Seegras eine vergleichsweise hohe Prognoseunsicherheit im Hinblick auf die Wirksamkeit von Maßnahmen zur Förderung der Seegrasbestände anzunehmen ist.

Untere Ems (WK T1 3000.01)

Die mäßige Bewertung der Qualitätskomponente „Makrophyten“ beruht auf sehr unterschiedlichen parameterbezogenen Einzelbewertungen. Im Rahmen der Bewertungen des BWP 2009 wird für den Parameter „Vorlandfläche“ ein „sehr gutes ökologisches Potenzial“ ausgewiesen (Tab. 21), da die aktuelle Vorlandfläche dem Referenzwert entspricht**. Die trotzdem nur „mäßige“ Bewertung der Teilkomponente liegt in Defiziten der Parameter „Anteil naturraumtypischer Biotoptypen“ und der „Röhrichtbreite“, welche beide mit mäßig bewertet wurden, sowie v.a. in der „schlechten“ Bewertung des Parameters „Arten und Struktur des Röhrichtgürtels“ begründet. So weisen ca. 53 % der Uferlänge kein bzw. nur vergleichsweise wenig Röhricht (<5 m Breite) auf. Die schlechte Bewertung des Parameters „Arten und Struktur des Röhrichtgürtels“ resultiert aus einer zumeist geringen Röhrichtbreite und einer schlechten Vitalität (ausgefranzter Saum, freigespülte Rhizome).

Die Maßnahmen im Wasserkörper „Untere Ems“ müssen sich in erster Linie auf eine Zunahme des Anteils „naturraumtypischer Biotoptypen“ am Vorland konzentrieren sowie auf Maßnahmen, die zu einer Zunahme der „Röhrichtbreite“ führen, welche sich indirekt auch auf die „Artzusammensetzung und Struktur des Röhrichtgürtels“ auswirken kann. Bei letzterem sind in erster Linie Maßnah-

*Hinweis: Der im Rahmen dieser Studie bestimmte EQR-Wert für Seegras (hier: Potenzialbewertung für BWP 2009, vergl. Tab. 21) liegt unter dem zunächst ermittelten Wert (NLWKN 2010), da neuere Erkenntnisse aus einem 2013 abgeschlossenen Projekt zur langjährigen Entwicklung der Seegrasbestände im Emsästuar, für das auch umfangreichere niederländische Daten zur Verfügung standen, eine entsprechend deutliche Korrektur des EQR-Werts erforderlich machten. Dies bedingt, dass das Potenzial für die Makrophyten insgesamt (für den BWP 2009) statt mit „mäßig“ mit „unbefriedigend“ zu bewerten ist.

men zu ergreifen, welche zu einer Ansiedlung von Simsen führen sowie erosionsbedingten Schädigungen der Röhrchivitalität entgegenwirken.

Die Zielerreichung („GÖP“) ist nach optimaler Umsetzung geeigneter Maßnahmen möglich. Aufgrund der Konzeption der Bewertungsverfahren lässt sich zumindest für die quantitativen Bewertungsparameter (z.B. Flächenausdehnung) der Maßnahmenbedarf zur Zielerreichung bei einer hohen Prognosesicherheit sogar weitgehend konkretisieren. Weniger prognosesicher ist dagegen die ebenfalls erforderliche qualitative Verbesserung der Makrophytenbestände nach Umsetzung von Maßnahmen.

Weser (WK T1 4000.01)

Die insgesamt mäßige Bewertung der Qualitätskomponente „Makrophyten“ ergibt sich sowohl aus der mäßigen Bewertung der Teilkomponente „Seegrass“ als auch aus der mäßigen Bewertung der Teilkomponente „Brack- und Salzmarschen, Röhrichte“ (Tab. 21). Innerhalb der Teilkomponente „Brack- und Salzmarschen, Röhrichte“ fielen die Einzelbewertungen (EQR = 0,33 – 0,76) der zugehörigen Parameter allerdings sehr unterschiedlich aus.

Das Defizit innerhalb der Teilkomponente „Brack- und Salzmarschen, Röhrichte“ liegt zum einen in der „mäßigen“ Bewertung der Vorlandflächen der Brack- und Salzwiesen in der Außenweser. Bei der Bewertung des Kriteriums „Vegetationszonierung der Brack- und Salzwiesen“ in der Außenweser wirkt sich zum anderen der hohe prozentuale Anteil der Grünlandfläche (ca. 40 %) dämpfend auf die Gesamtbewertung aus. Zusätzlich führt der geringe prozentuale Anteil der „Unteren Salzwiese“ zum Punktabzug, so dass dieses Kriterium mit „mäßig“ bewertet wird. In der Unterweser weisen die Parameter „Vorlandfläche“ und „Röhrichtbreite“ ein „gutes“ ökologisches Potenzial auf. Allerdings ergibt sich für den Parameter Flächenanteil „naturraumtypischer Biotoptypen“ ein „mäßiges Potenzial“. Der Parameter „Arten und Struktur des Röhrichtgürtels“ wird sogar nur mit „unbefriedigend“ bewertet. Die ungünstige Bewertung des Parameters „Arten und Struktur des Röhrichtgürtels“ resultiert aus einer zumeist geringen Röhrichtbreite und einer schlechten Vitalität (ausgefranter Saum, freigespülte Rhizome).

Die Flächenausdehnung des Seegrases in dem Übergangsgewässer der Weser ist zwar zunehmend (KOLBE 2007), aber immer noch deutlich geringer als im Referenzjahr 1993, dies führt zu einem EQR = 0,27 (unbefriedigendes Potenzial). Die Artzusammensetzung (beide Seegrasarten kommen vor) sowie die Wuchsdichte werden mit einem EQR von 0,57 (mäßiges Potenzial) dagegen besser eingestuft.

Insgesamt deutet die Potenzialbewertung „mäßig“, trotz der im Vergleich zum ökologischen Zustand weniger strengen Umweltziele, auf einen Handlungsbedarf. Bei den Brack- und Salzmarschen sind daher Maßnahmen in der Außenweser erforderlich, die zu einer Zunahme der Vorlandflächen sowie zu einer deutlichen Verbesserung der Zonierung (Zunahme der Unteren Salzwiese) führen.

Maßnahmen in der Unterweser sollten sich in erster Linie auf eine Zunahme des Anteils „naturraumtypischer Biotoptypen“ am Vorland konzentrieren sowie auf Maßnahmen, welche die „Artzu-

**Hinweis: Die Bewertung erfolgt auf Basis der Relation Vorlandfläche zu Wasserkörperfläche zum Referenzjahr 1897. Da seitdem bis heute die Wasserkörperfläche um knapp 20% abgenommen hat, führt ein Rückgang von 130 ha bei der Vorlandfläche im gleichen Zeitraum bei der Bewertung (relative Betrachtung) zu keiner Abwertung, bedeutet aber im Hinblick auf die Entwicklung der absoluten Fläche gleichwohl einen Ökotop- und damit Funktionsverlust im System

sammensetzung und Struktur des Röhrichtgürtels“ verbessern. Bei letzterem sind in erster Linie Maßnahmen zu ergreifen, welche zu einer Ansiedlung von Simsen führen sowie der erosionsbedingten Schädigung der Röhrichtvitalität entgegenwirken.

Die Zielerreichung („GÖP“) ist nach optimaler Umsetzung geeigneter Maßnahmen wahrscheinlich. Aufgrund der Konzeption der Bewertungsverfahren lässt sich zumindest für die quantitativen Bewertungsparameter* (z.B. Flächenausdehnung) der Maßnahmenbedarf zur Zielerreichung bei einer hohen Prognosesicherheit sogar weitgehend konkretisieren. Weniger prognosesicher ist dagegen die ebenfalls erforderliche qualitative Verbesserung der Makrophytenbestände nach Umsetzung von Maßnahmen.

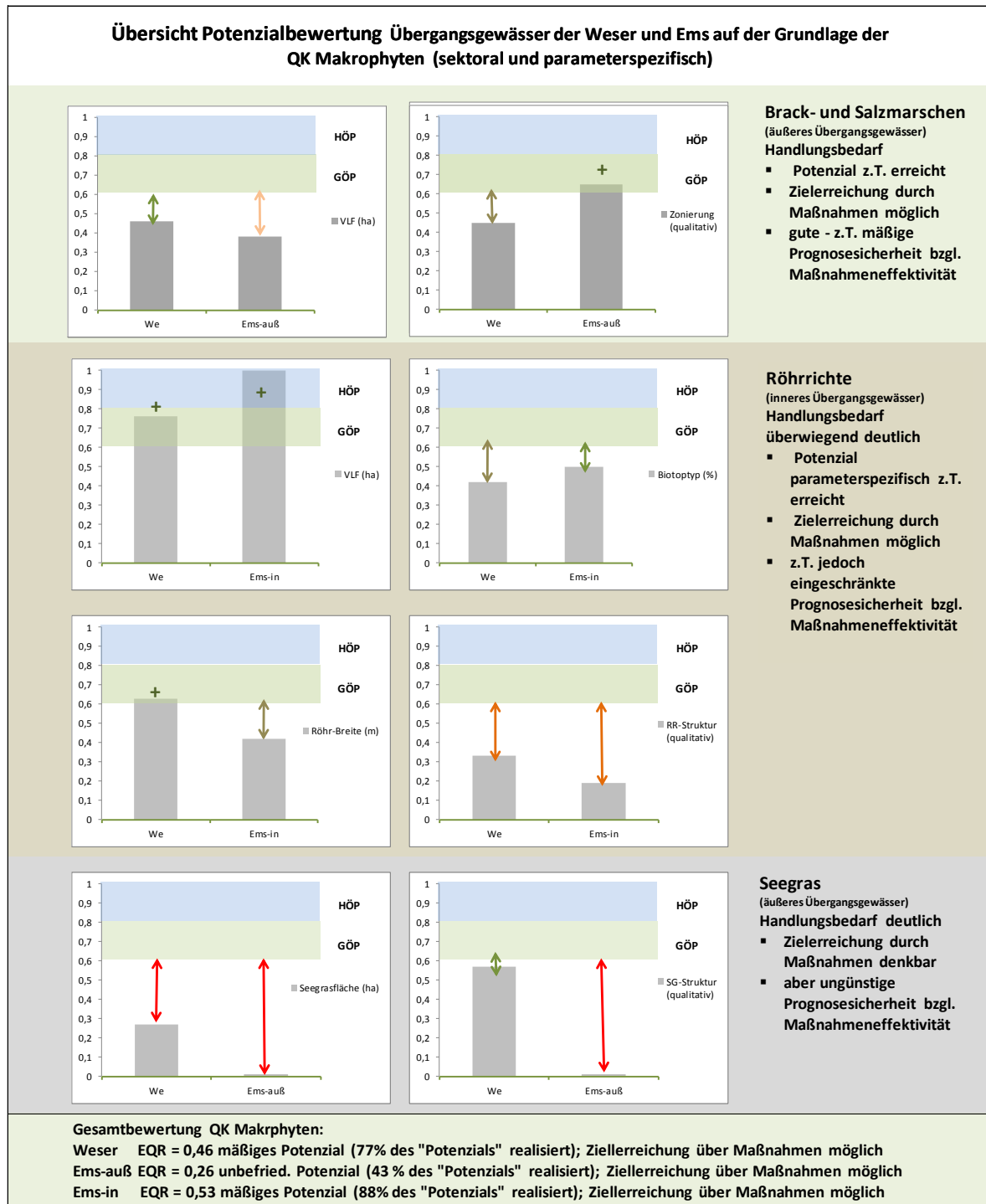


Abb. 22: Übersicht über den Handlungsbedarf im Bereich der Übergangsgewässer (Weser, Ems) zur Erreichung des guten ökologischen Potenzials auf der Grundlage der Qualitätskomponente Makrophyten (Daten 2009, vgl. Tab. 21). VLF = Vorlandfläche, RR = Röhrrichte, SG = Seegras. + = Parameter signalisiert bereits HÖP/GÖP, Einschätzung Prognosesicherheit bzgl. Zielerreichung (GÖP) über Maßnahmen: grüne Pfeile = gut, orange = eingeschränkt, rot = ungünstig.

8. Mögliche Maßnahmentypen zur Erreichung des Höchsten-/Guten Ökologischen Potenzials in den Übergangsgewässern

Auf Grundlage der Defizitanalyse werden mögliche Maßnahmen zur Verringerung der Belastung abgeleitet. Nach Artikel 4 (3) der EG-WRRL dürfen bei erheblich veränderten Wasserkörpern (HMWB) oder künstlichen Wasserkörpern (AWB) vorgeschlagene Maßnahmen keine signifikant negativen Auswirkungen auf die spezifizierten Nutzungen haben. Dieser Prüfschritt erfolgt bei der Ausweisung der Gewässer als HMWB. Hier wird festgelegt, welche Nutzungen die Hydromorphologie entsprechend verändert haben. Demnach kann eine signifikant negative Auswirkung auf die Nutzung ein Ausschlusskriterium für die Umsetzung der entsprechenden Maßnahme darstellen.

Im Rahmen der Bewirtschaftungsplanung sollte die Ableitung von geeigneten Maßnahmen zur Erreichung des guten ökologischen Potenzials generell folgende Punkte berücksichtigen:

- Abschätzung einer signifikant negativen Beeinträchtigung der spezifizierten Nutzungen,
- Abschätzung einer signifikanten Beeinträchtigung der Umwelt im weiteren Sinne,
- Ermittlung des zeitlichen Rahmens hinsichtlich einer Reduzierung der Belastung,
- Abschätzung der generellen ökologischen Wirksamkeit.

In einem weiteren Schritt werden nach Ausschluss von Maßnahmen aufgrund der o.g. Kriterien bei der Ableitung von geeigneten Maßnahmen, folgende Punkte überprüft:

- Flächenverfügbarkeit,
- Technische Realisierbarkeit,
- Kosten der Umsetzung / Gesamtkosten,
- Priorität der Maßnahme.

Im Rahmen dieses Berichtes konnten die genannten Kriterien zur Ableitung und Priorisierung von Maßnahmen nicht im Einzelnen überprüft werden. So muss die Bewertung, ob durch die vorgeschlagenen Maßnahmen z.B. eine signifikante Auswirkung auf die Nutzung vorliegt oder eine signifikante Beeinträchtigung der Umwelt stattfindet, im Rahmen der Bewirtschaftungspläne genauer analysiert werden. Auch die Überprüfung der technischen Umsetzbarkeit war nicht Gegenstand des Auftrags.

Von der LAWA (2012) wurden überregionale Bewirtschaftungsziele (z.B. Wärmelastplan, Salzbelastung, Schadstoffbelastungen) erarbeitet, die ebenso wie die national und international gültigen Verordnungen (z.B. Nitratrictlinie (91/676/EWG), GÜBAK) zu einer langfristigen Reduzierung der Belastung und somit prinzipiell zu einer Verbesserung der regionalen Rahmenbedingungen für die

Qualitätskomponenten der EG-WRRL beitragen. Einige, in der jüngeren Vergangenheit bereits umgesetzten Maßnahmen, sind ebenfalls als hydromorphologisch wirksam einzustufen (Rückbau von Ufersicherungen, Öffnungen von Sommerpoldern im Bereich der Außenweser). Die positive Auswirkung dieser Maßnahmen auf das ökologische Potenzial der Qualitätskomponenten ist wahrscheinlich und ist letztlich durch ein Monitoring zu überprüfen. Die möglichen Wirkungen werden sich zukünftig über die veränderten Bewertungen des ökologischen Potenzials reflektieren.

Aufgrund des komplexen Zusammenspiels der hydromorphologischen Bedingungen und der biologischen Qualitätskomponenten im Ästuar wurde eine systematische Analyse und gesamthafte Herangehensweise in einem sogenannten integrierten Strombaukonzept vorgeschlagen (BIOCONSULT 2008a, 2008b). Diese und ähnliche Maßnahmen wurden in Tab. 22 als „konzeptionelle Maßnahmen“ gelistet, die nicht spezifisch den einzelnen Qualitätskomponenten zugeordnet wurden. Die langfristige Ausrichtung der Bewirtschaftung im Übergangsgewässer der Weser besteht in der Umsetzung eines integrierten Strombaukonzeptes Weser mit konkreten vorgezogenen Maßnahmen (NLWKN & SUBVE 2011). Dafür werden im ersten Bewirtschaftungszeitraum Vorarbeiten bzw. Auswertungen für ein besseres Verständnis des Zusammenspiels zwischen der Hydromorphologie und den biologischen Qualitätskomponenten durchgeführt. Die Vorschriften der Cross Compliance beinhalten die Verknüpfung von Prämienzahlungen mit der Einhaltung von Umweltstandards (im weiteren Sinne). Dies umfasst z.B. die Einhaltung von Düngestandards und den Erhalt von Dauergrünland. Ein optimiertes Bagger- und Verklappungsmanagement (auch Sedimentmanagement) reduziert die ökologischen Auswirkungen der Unterhaltung der Bundeswasserstrassen auf ein Minimum. Durch die Erarbeitung eines Fischereikonzeptes und weiterer Abstimmungsprozesse können Fischereiaktivitäten lokal oder temporär reduziert werden und hierdurch sensible Bereiche geschützt werden.

In Tab. 22 sind zunächst prinzipiell denkbare Maßnahmen in den Übergangsgewässern Weser und Ems gelistet. Diese umfassen sowohl hydromorphologisch wirksame Maßnahmen als auch Maßnahmen, die hierüber hinausgehen (Reduzierung der stofflichen sonstigen anthropogenen Belastung, konzeptionelle Ansätze) und somit im eigentlichen Sinne nicht für einen als HMWB ausgewiesenen Wasserkörper relevant sind. Unserer Meinung sind z.B. stoffliche Belastungen ebenfalls zu berücksichtigen, da sie auf die Qualitätskomponenten limitierend wirken können und somit den „Erfolg“ einer hydromorphologisch wirksamen Methode maskieren/verhindern können. Zusätzlich erfolgt eine grobe Abschätzung

- der signifikant negativen Auswirkung auf die bestehenden Nutzungen,
- der signifikanten Beeinträchtigungen der Umwelt im weiteren Sinne,
- der zeitlichen Dauer einer möglichen Belastungsreduzierung sowie
- der ökologischen Wirksamkeit als Summenparameter aus den Wirkungen auf die einzelnen Qualitätskomponenten.

Im Rahmen dieser Studie ist es letztlich nicht Aufgabe bzw. es ist es auch nicht möglich, die Effektivität und Umsetzbarkeit (quantitativ) der Maßnahmen(typen) im Hinblick auf die Zielerreichung abschließend und im Detail zu beurteilen (vgl. Kap. 5). Tab. 22 enthält aber eine komponentenspezifisch grobe generelle Abschätzung eines möglichen ökologischen Effekts. Darüber hinaus werden

in Kap. 8.1 & 8.2 noch beispielhafte Hinweise auf dokumentierte oder zu erwartende Wirkungen ausgewählter Maßnahmen für die QK Makrozoobenthos, Fische und Makrophyten gegeben.

Tab. 22: Maßnahmenübersicht und grobe Einschätzung möglicher Wirkungen auf die Qualitätskomponenten. Gelb: Maßnahmen mit vermutlich deutlichen Effekten auf die jeweilige Qualitätskomponente. Ziffern 0 = keine relevante Wirkung, 1 = mäßige Wirkungen, 2 = vermutl. deutliche Wirkung, vermutl. Sehr deutliche Wirkungen. * = allgemeine Wirkungen, hier aber nicht spezifiziert.

Komponente	Maßnahmentypen	Ökologische Qualitätskomponenten				Morphologie			Wasserhaushalt		Durchgängigkeit	Chemisch-physikalische Parameter		
		Makrozoobenthos	Fische	Sohle	Ufer	Umfeld	Fließverhalten	Wassermenge	Temperatur	Sauerstoff		pH-Wert		
	Übergangsgewässer (und stromauf anschließende Tideabschnitte)													
Fließverhalten	Verringerung des Tidehubes durch Sohlflachung und sohlbarrieren	2	3	3	1	1	3	1	0	0	2	0		
Fließverhalten	Tidesteuerung Sperrwerk (Ems) [Behinderung der Schifffahrt und nur kurz getestet]	2	2	2	0	0	2	1	0	0	1	0		
Sohle	Anlage von Flachwasserzonen	3	3	2	2	1	3	0	0	0	2	0		
Sohle	Schaffung von Hartsubstraten	3	1	3	0	0	1	0	0	0	0	0		
Ufer	Rückbau von Uferbefestigungen und Uferablachungen	1	1	0	3	1	1	0	0	0	0	0		
Ufer	Anlage von Lahnungsbauwerken als Ersatz für harten Uferverbau	0	0	0	2	1	1	0	0	0	0	0		
Umfeld	Renaturierung von Vordeichflächen	1	1	0	1	3	1	1	0	0	0	0		
Umfeld	Revitalisierung / Anbindung von Nebenrinnen und Altarmen	3	3	2	2	2	2	1	0	0	3	0		
Umfeld	Öffnung von Sommerdeichen	2	1	0	2	3	2	1	0	0	2	0		
Umfeld	Entwicklung von Brackwasserlebensräumen im Bereich von Sielen	2	2	2	2	1	0	0	0	0	0	0		
Umfeld	Anlage von Tidepoldern (mit eingeschränktem Tidehub)	2	2	0	3	3	3	2	0	0	3	0		
Management	Reduzierung der Fischereintensität / der Störung	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Management	Integrierte Strombaukonzepte	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*		
Management	Integriertes Küstenzonenmanagement (IKZM)	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*		
Management	Aufgabe der Nutzung im tideoffenen Vorland	1	1	0	1	3	0	0	0	0	1	0		
Management	Extensivierung und Wiedervernässung im tideoffenen Vorland	1	1	0	1	2	0	0	0	0	1	0		
Management	Bagger- und Verklappungsmanagement	2	2	3	1	0	0	0	1	0	2	0		
Durchgängigkeit	Verbesserung der Durchgängigkeit im Bereich von Sielen	2	3	0	0	0	0	0	2	0	0	0		
Durchgängigkeit	Verbesserung der Durchgängigkeit im Bereich von Bauwerken im Ästuar	2	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0		
Sohle	Verringerung der Fahrwassertiefe (höchst eingeschränkt möglich, da sonst Nutzung beeinträchtigt)	3	3	3	2	1	3	2	0	0	3	0		
Sohle	Verringerung der Fahrwasserbreite (höchst eingeschränkt möglich, da sonst Nutzung beeinträchtigt)	3	2	3	1	1	3	1	0	0	2	0		

8.1 Hinweise zu Maßnahmen für Makrozoobenthos und Fische

Durch Landgewinnungsmaßnahmen bzw. Deichbauten ist seit Anfang 1900 ein deutlicher Verlust der Vorlandfläche und damit auch an Vorlandgewässern (Nebenrinnen, Altwasserstrukturen) im Bereich der Wattenmeerästuare eingetreten. Während der Rückgang der Vorlandfläche seit 1900 an der Elbe mit 63 % am größten war, verhielt sich die Veränderung an der Tideweser mit 13 % vergleichsweise deutlich unauffälliger (z.B. ARGE ELBE 1994, CLAUS et al. 1998).

Bezogen auf die letzten etwa 130 Jahre bilanzieren CLAUS et al. (1994) allerdings den Verlust von ökologisch wichtigen Flachwasserzonen für die Tideweser auf etwa 78 %. Jüngere Verluste tidebeeinflusster Lebensräume sind v.a. die Folge von Hafenbauprojekten oder Industrieansiedlungen (z.B. Teilverfüllung Mühlenberger Loch in der Elbe). Nicht zuletzt wurden vor diesem Hintergrund die Ästuare als hydromorphologisch stark verändert klassifiziert. Im Hinblick auf die erforderliche Verbesserung der ökologischen Situation kommt daher Maßnahmen wie der Wiederherstellung z.B. von Vorlandgewässern und Flachwasserzonen unter folgenden Aspekten eine wichtige Bedeutung zu:

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

Vor diesem Hintergrund erscheint es sinnvoll, die Herstellung von Vorlandgewässern als Baustein in das WRRL-Maßnahmenpaket zur Zielerreichung („gutes ökologisches Potenzial“) zu berücksichtigen. Die Wirkungen des ausbaubedingt starken Anstieg des Tidehubs, sind als ein wesentlicher Beeinträchtigungsfaktor z.B. der makrobenthischen Gemeinschaften der Uferzonen vor allem in den inneren Ästuaren anzusehen (z.B. BIOCONSULT 2009). Dies ist bei der Planung von Maßnahmen außerhalb des Hauptstroms (z.B. Herstellung von Vorlandgewässern) zu berücksichtigen. Wenn planerisch sinnvoll – sollten „neue“ Vorlandgewässer einem gegenüber dem Hauptstrom deutlich gedämpften Tidehub unterliegen. Ergänzend hierzu wären auch Prielsysteme im Vorland mit freiem Einschwingen der Tide ein zielführender Maßnahmentyp. Letztere Strukturen entfalten aber eine andere ökologische Wirkung als Vorlandgewässer mit „gedämpften Tideeinfluss“. Im Folgenden sollen kurze Hinweise zu vorliegenden Erfahrungen bzw. Experteneinschätzungen zum ökologischen Effekt solcher Maßnahmen im Vorland aufgeführt werden:

- (1) Im Jahr 2000 ist im Bereich der oligohalinen Zone des Übergangsgewässer der Weser die Maßnahme „Kleinensiel Plate“ (Tidebiotop mit gedämpften Tideeinfluss) umgesetzt worden: *„Die etwa 10,5 ha große Flachwasserzone auf der Kleinensiel Plate (Unterweser-km 54,5) wurde im Jahr 2000 vom Wasser- und Schifffahrtsamt Bremerhaven fertiggestellt. Sie ist Kernbestandteil einer ca. 58 ha großen Ausgleichs- und Ersatzmaßnahme für den SKN-14 m-Ausbau der Außenweser. Eingebettet in nutzungsfreie, der Sukzession überlassene Randbereiche und weiträumig extensivierte Pufferzonen schwingt das Tidehochwasser der angrenzenden Unterweser über insgesamt drei Sohlschwelen gedämpft in diese*

Flachwasserzone ein, so dass bei Tideniedrigwasser ein Dauerwasserkörper erhalten bleibt. Dieser neu geschaffene Tidebiotop soll u. a. Flachwasserbereiche ersetzen, die durch vertiefungsbedingte Auswirkungen auf die Tidecharakteristika im Weserästuar verloren gehen und beeinträchtigte ökologische Funktionen derselben ausgleichen".

Die ökologische Entwicklung wurde von 2002 – 2008 untersucht und bewertet (LANGE et al. 2008). Die Einschätzung der Autoren zum Erfolg der Maßnahme nach LANGE et al. (2008) zu den biologischen Komponenten Plankton, Makrozoobenthos und Fische kann wie folgt zusammengefasst werden:

„[...] Mit der aufgezeigten, vielfach die Vergleichsstandorte (Weser) übertreffenden Besiedlung und den dargestellten ökologischen Funktionen erfüllt die Flachwasserzone (FWZ) auf der Kleinensieder Plate mehr als zuvor die in sie gesetzten Ansprüche als Ausgleichs- und Ersatzmaßnahme. Da sich sowohl die Besiedlung als auch die Funktionen der FWZ beispielsweise von jenen des Prielsystems auf der Tegeler Plate oder auch des Treuenfelder Armes unterscheiden, wäre ein Erhalt der FWZ als Dauerwasserkörper erstrebenswert und für die aquatischen Zönosen in der Brackwasserzone des Weserästuars von Vorteil [...]“.

- (2) Weitere Hinweise zu den Wirkungen von ökologischen Maßnahmen im Vorland lassen sich auch für die Tegeler Plate aufzeigen, die nach Angaben von TESCH et al. (2010) u.a. auf die biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos, Fische und Makrophyten auf der Tegeler Plate positive Wirkungen entfaltet.

*„[...] Eine zentrale CT-III-Kompensationsmaßnahme war die Umwandlung der mehr als 200 ha großen, überwiegend landwirtschaftlich genutzten Tegeler Plate in ein großräumiges Tidebiotop mit Prielsystemen, Flachgewässern und Röhrichten, das seit Abschluss der erforderlichen baulichen Herrichtungsmaßnahmen im Jahr 1997 der unbeeinflussten Sukzession unterliegt. [...] In den letzten zehn Jahren sind trotz regelmäßiger Überflutung und mehrerer Sturmflutereignisse morphologische Veränderungen auf eher kleinräumige Bereiche mit temporär hohen Fließgeschwindigkeiten begrenzt geblieben. Die angelegten Prielsysteme sind großräumig stabil und es hat keine schnelle Verlandung stattgefunden. Die Prielsysteme sind im Rhythmus der Tide ein wichtiges Nahrungs- und Rückzugsgebiet für zahlreiche Wat- und Wasservögel sowie euryhaline und marine Fischarten, besonders juvenile Stadien von Dreistachligem Stichling (*Gasterosteus aculeatus*), Flunder (*Platichthys flesus*) und Strandgrundeln (*Pomatoschistus spec.*). Die bisherigen Ergebnisse der Erfolgskontrollen zeigen, dass die für die Tegeler Plate festgelegten Kompensationsziele erreicht werden können (s. BREMENPORTS 2003, TESCH 2003). Die Maßnahmen auf der Tegeler Plate stellen eine nachhaltige Biotopentwicklung dar, die einen wesentlichen Beitrag zur Renaturierung eines Uferabschnitts der stark anthropogen überprägten Unterweser leistet [...]“.*

Die o.g. beispielhaften Informationen zu den fachlich eingeschätzten ökologischen Wirkungen von Maßnahmen an Übergangsgewässern deuten darauf hin, dass die Erreichung des GÖP durch geeignete Maßnahmen unterstützt werden kann bzw. wird. Neben der Herstellung von Flachwasserzonen und/oder Vorlandgewässern (s.o.) ist für eine Reihe weitere Maßnahmentypen anzunehmen, dass sie für die Zielerreichung einen effektiven Beitrag leisten können. Hierzu gehören u.a. die

Revitalisierung von Nebenarmen/Seitengewässern oder Maßnahmen zur Herstellung der biologischen Durchgängigkeit (Tab. 22, Tab. 23).

Tab. 23: Auswahl Maßnahmentypen mit positiven Effekten auf die Qualitätskomponenten Makrozoobenthos und Fische.

Auswahl bedeutsame Maßnahmen	Makrozoobenthos	Fische	"EQR-Zugewinn"
Anlage Flachwasserzonen	Erhöhung Artenzahl, Besiedlungsdichte, Förderung sensitiver Arten	Verbesserung der Nahrungssituation, Aufwuchsareal für Jungfische, langfristig Erhöhung von Artenzahl und Bestandsgrößen	wahrscheinlich/wahrscheinlich
Anlage Vorlandgewässer (Tidepolder mit geringem Tidehub)	Erhöhung Artenzahl, Förderung typspezifischer Arten von Altwässern	Rückzugs- und Nahrungsareal für Jungfische ästuariner und mariner Arten, langfristig Erhöhung von Artenzahl und Bestandsgrößen	wahrscheinlich/wahrscheinlich
Rückbau Uferbestigungen	Erhöhung Habitatdiversität, Zunahme von Artenzahl und Besiedlungsdichte	Verbesserung der Habitabedingungen für Jungfische	wahrscheinlich/möglich
Revitalisierung von Nebenarmen, Anlage von Prielsystemen	Erhöhung Artenzahl, Besiedlungsdichte, Förderung sensitiver Arten	Rückzugs- und Nahrungsareal für Jungfische ästuariner Arten, langfristig Erhöhung von Artenzahl und Bestandsgrößen	wahrscheinlich/wahrscheinlich
Herstellung laterale Durchgängigkeit (Verbesserung Passierbarkeit Siedbauwerke etc.)	untergeordnet bedeutsam	Vernetzung von Lebensräumen, Erschließung potenzieller Laichareale für Wanderarten	kaum/wahrscheinlich

8.2 Hinweise zu Maßnahmen für Makrophyten

Einige Messgrößen innerhalb der Qualitätskomponente Makrophyten weisen nach den vorliegenden Bewertungen bereits das „gute ökologische Potenzial“ auf (BWP 2009, s. Kap. 6.3.2), so dass für diese gezielte Maßnahmen letztlich nicht mehr zwingend notwendig sind. Parameter, die mit „mäßig“ und schlechter bewertet wurden, signalisieren dagegen Handlungsbedarf. Zur Erreichung des GÖP stehen unterschiedliche Maßnahmentypen zur Verfügung, die in Tab. 22 aufgelistet sind und im Folgenden hinsichtlich ihrer Wirksamkeit kurz beschrieben und allgemein abgeschätzt werden.

Zunahme an Vorlandfläche und naturraumtypischen Biototypen

Die Ausdehnung der Vorländer (Anteil Salz- und Brackmarschen) wurde für die Außenweser bereits mit „gut“ bewertet, während das Emsästuar über diesen Parameter mit „unbefriedigend“ bewertet wurde. Die Vorlandfläche zeigt für den Wasserkörper Unterems (innere Übergangsgewässer) sogar das „sehr gute Potenzial“ an. Dämpfend wirkt sich aber hier der geringe Anteil naturraumtypischer Biototypen aus („mäßig“).

Maßnahmen und Planungen für eine naturnähere Entwicklung des Tideästuars fokussieren auf die verbliebenen Vordeichflächen, die ein Potenzial zur Etablierung naturraumtypischer Biotope der Flusslandschaft haben. Dies sind vor allem die landwirtschaftlich genutzten Grünländer im Deichvorland, einschließlich ehemaliger Schlick- und Sandspülfelder, die ebenfalls als Grünland genutzt werden. Diese Maßnahmen wurden generell mit einer hohen ökologischen Wirksamkeit (Tab. 22) eingestuft. Auch im Rahmen des IBP Weser (Fachbeitrag Natura 2000, KÜFOG 2011) sind eine Reihe von potenziell an der Außen- und Unterweser durchführbaren Maßnahmen zusammengestellt und in ihrer möglichen Wirkung beschrieben.

Als effektive Maßnahmen, um Raum für die Etablierung neuer Brack- und Salzmarschen zu schaffen, sind die Rückdeichung von Sommerpoldern und die Anlage von Tidepoldern zu nennen (Tab. 22). Begleituntersuchungen zu den Deichrückverlegungen oder Öffnung von Sommerpoldern in

Ästuaren und anderen Gebieten, die im In- und Ausland durchgeführt wurden, belegen die positiven ökologischen Auswirkungen solcher Maßnahmen auf Makrophyten. Informationen über eine Vielzahl solcher Maßnahmen sind auf der Internetseite www.abpmer.net/omreg dargestellt. Die dort dargestellten Umsetzungsbeispiele verdeutlichen die Bandbreite der technischen Möglichkeiten und der erzielbaren bzw. erzielten Ergebnisse. Als Beispiele aus deutschen Ästuaren sind in erster Linie Kompensationsmaßnahmen aus dem Ausbau von Bundeswasserstrassen zu nennen. Hierzu zählt z.B. die Rückdeichung des Dorumer Sommerpolders, wo sich an den Gräben und im ausgepolderten Bereich, wie prognostiziert, eine Salzwiesenvegetation entwickelt hat (BIOS 2007).

In diesem Zusammenhang können sich u.U. Synergieeffekte über denkbare Natura 2000-Maßnahmen (z.B. Extensivierung landwirtschaftlich intensiv genutzter Flächen z.B. mit dem Ziel Entwicklung Salzwiesen LRT 1330) ergeben. Solche Maßnahmen tragen gleichzeitig auch zur Zielerreichung (z.B. Defizite der Salzwiesenausdehnung als Qualitätskriterium der Komponente Makrophyten) nach WRRL bei.

Ein Flächengewinn kann auch durch die Anlage von Tidepoldern, dem Rückbau von Uferbebauungen wie z.B. Steinlahnungen erzielt werden.

Durch Erosionsprozesse an der Vorlandkante befinden sich Salzwiesen im Abbruch. Als Kompromiss zwischen Naturschutz und Küstenschutz wird inzwischen der Bau von Lahnungsfeldern erörtert, da diese den Abbruch an der Kante erfahrungsgemäß deutlich verlangsamen und in vielen Fällen langfristig sogar stoppen (Bericht Lahnungsfelder Cappeler Tief, s. www.portalu.de). Gleichzeitig fördert diese Maßnahme die Verlandung und damit die Neubildung von Salzwiesen.

Für die genannten Maßnahmen ist zu klären, inwieweit sozioökonomische Aspekte sowie Aspekte des Küstenschutzes dies zulassen und welche Flächen zur Verfügung stehen könnten. Hierbei ist zu beachten, dass z.B. viele grünlandgeprägte Vordeichflächen in den vergangenen Jahrzehnten extensiv genutzt wurden und damit eine hohe Bedeutung als Brut- bzw. Rasthabitate haben (Wiesenlimikolen, nordische Gänse). In diesem Zusammenhang sind mögliche naturschutzfachlichen Zielkonflikte zu klären und ggf. Grünlandflächen (als Brut- und Rastgebiete) hinter dem Hauptdeich neu anzulegen bzw. zu entwickeln (Verlagerung von Biotopfunktionen).

Zunahme einer ausgewogenen Vegetationszonierung der Brack- und Salzmarschen

Im Bereich der Außenweser weist die Vegetationszonierung Defizite auf, da der Anteil der Grünlandflächen hoch ist. Die landwirtschaftliche Nutzung beeinflusst in erheblichem Maß die Vegetationszusammensetzung (ARENS 2009). Die Vegetationsvielfalt steigt mit der Einstellung der Nutzung oder Extensivierung der Beweidung der Salzwiesen häufig an.

Seit Mitte der 1980er Jahre sind größere Flächen aus der intensiven Nutzung genommen und extensiviert. Nördlich von Bremerhaven sind noch große Gebiete vorhanden, die landwirtschaftlich intensiv genutzt werden (s. Abb. 9 in ARENS 2009). Eine mittel- langfristig denkbare Änderung der extensiven Nutzung bzw. Aufgabe der Nutzung der Vorländer könnte auch die Ziele der WRRL für die Teilkomponente „Vegetationszonierung“ zu unterstützen. In diesem Zusammenhang sei, wie bereits oben benannt, noch einmal auf mögliche Synergieeffekte mit Natura 2000 – Maßnahmenplanen hinzuweisen.

Eine weitere positive Maßnahme um die Vegetationszonierung positiv zu beeinflussen liegt darin, die Begrüpfung in bestehenden Lahnungsfeldern einzustellen. So profitiert z.B. die Strandquecke von menschengemachten u.a. Entwässerungseffekten ehemaliger oder immer noch gepflegter Gruppen und verdrängt dabei u.a. die Zielarten. Die Wirksamkeit solcher Maßnahmen zeigt sich z.B. im Pilsmer Vorland, hier führte das Absenken seeseitiger Lahnungen (Renaturierungsmaßnahme) zur Etablierung einer artenreichen Salzwiese, die zuvor aufgrund des fehlenden Salzeinflusses von Quecken dominiert war.

Generell wird als Renaturierungsmaßnahme die Wiedervernässung trockener hochgelegener Bereiche durch die Anlage eines naturnahen Gewässernetzes (mit Prielen, Blänken) empfohlen. Hierdurch wird einer Überalterung der Salzwiesen entgegengewirkt und die Sedimentationsraten im gesamten Gebiet werden begünstigt. Eine solche Maßnahme könnte gleichzeitig auch die Effekte von Landraubtieren wie dem Fuchs auf Brutvögel vermindern. Um eine natürliche Salzwiesenentwicklung auch in Lahnungsfeldern zu ermöglichen, ist auf eine Begrüpfung neuer Lahnungsfelder soweit möglich zu verzichten.

Im Tidebereich der Bundeswasserstraßen sind die Ufer besonders starken hydraulischen Belastungen ausgesetzt und daher sind große Teile der Uferlinie von Weser und Ems durch unterschiedlichste Bauwerke und Maßnahmen befestigt. An der Unterweser zwischen Bremen und Bremerhaven sind 65 % der Uferlänge befestigt. Hiervon entfallen 22 % auf Spundwände, 15 % auf vergossene Deckwände und 28 % auf offene Befestigungen wie Steinschüttungen u.ä. (BIOCONSULT 2008a). Die Uferbefestigungen führen zu erheblichen Defiziten bei der Ausbildung der Übergangsbereiche vom aquatischen zum terrestrischen Raum, charakteristische Makrophyten fehlen zum großen Teil (s.a. STILLER 2008). Ein partieller Rückbau der Uferbefestigungen (z.B. Steinschüttungen) kann zu einer ausgewogenen Zonierung beitragen, da hierdurch für die Pionierzone und untere Salzwiese / Strandsimsenzone mehr Raum zur Verfügung steht. In wie weit ein und wo Rückbauten z.B. aus sicherheitstechnischen Gründen nicht möglich sind, wäre im Rahmen der zukünftigen Bewirtschaftungspläne belastbar zu prüfen.

Verbesserung der Struktur und der Artenzusammensetzung / Vielfalt

Die Unterläufe von Weser und Ems weisen deutliche Defizite hinsichtlich ihrer Struktur (Röhrichtbreite) und Artzusammensetzung (z.B. Fehlen von Strandsimsen) und Vitalität auf.

Prinzipiell tragen Maßnahmen, die einen Flächengewinn von Brack- und Salzwiesen sowie Röhrichten bewirken und die Entwicklung naturraumtypischer Biotoptypen unterstützen, auch zur Verbesserung der Struktur- und Artenvielfalt bei. Hierzu zählen verschiedene Formen von Renaturierungs- und Revitalisierungsmaßnahmen (z.B. Wiederanbindung der Vorländer an den Tidebereich, Anbinden von Altarmen, Extensivierung und Wiedervernässung).

Ein Rückbau der Uferbebauung (wo möglich, s.o.) würde neben einem potenziellen Flächengewinn auch zu einer Verbesserung der Struktur- und Artenvielfalt beitragen. Nach GIERSCH (2002) unterscheiden sich verbaute von unverbauten Ufern wie folgt: *„Verbaute Ufer unterscheiden sich von unverbauten deutlich hinsichtlich ihres Bewuchses. Dies zeigt sich am deutlichsten an der Verteilung des Phragmition und auch der indifferenten Arten. An unverbauten Ufern dominieren im Allgemeinen Phragmition-Gesellschaften. Sie sind von einigen Arten des Bidention, Chenopodion rubri und des Filipendulion begleitet. Auf schlickigem Grund mischen sich noch Vertreter des Calthion*

und Glycerio-Sparganion mit ein; auf Sand findet man stattdessen Agrostion- und Calystegion-Arten. An verbauten Ufern gibt es nur geringe Anteile des Phragmition. Stattdessen gibt es Phalaris oder angepflanzte Schilfbestände. Die Verbände des Calthion oder Glycerio-Sparganion fehlen völlig.“

Eine Ursache für das derzeit „mäßige“ bis „schlechte Potenzial“ der Übergangsgewässer hinsichtlich einzelner auf Röhricht bezogene Messgrößen sind v.a. die aktuell geringen Röhrichtbreiten unter MThw (z.B. Unterems, ARENS 2009). In der Regel spiegelt der Parameter Zonierung aufgrund des Fehlens der im Schilf wasserseitig vorgelagerten Teich- und Strandsimsen Defizite wider. Die Belastbarkeit der Röhrichte wird durch hydrodynamische Kräfte, Treibgut, Viehtritt, Mahd, Hochwasser) überschritten, so dass die Bestände stark beschädigt werden oder flächig absterben. Eine Verbesserung der Röhrichtbestände (Breite und Struktur) kann durch Maßnahmen erfolgen, die auf Hydrologie und/oder die Nutzung wirken (Verringerung Tidehub/Strömungsreduzierung, Rückbau von Uferbefestigungen, Anbindung von Nebenarmen, Extensivierung, etc.). Eine Wiederbesiedlung findet generell über vegetatives Wachstum statt, während Samen nicht auf überschwemmtem Substrat keimen und heranwachsen können. Aus diesem Grund können u.U. auch gezielte Pflanzungen – sofern die Rahmenbedingungen für eine nachhaltige Ansiedlung gegeben sind (s. Habitatsignungsmodell Tideröhrichte HEUNER 2006) – eine sinnvolle Maßnahme für eine Neubesiedlung sein.

Neben der Verbesserung der Hydromorphologie als „Rahmenbedingung“ für die Zielerreichung des guten ökologischen Potenzials von Makrophyten, sind auch Maßnahmen anzudenken, die zur Förderung bestimmter Arten beitragen, da selbst bei geeigneten hydromorphologischen Bedingungen eine Ausbreitung/Ansiedlung nicht zwangsläufig erfolgen muss, wenn andere Parameter (stoffliche Belastungen, andere signifikante Belastungen) dieser entgegenwirkt. Als Beispiel hierfür ist das Vorkommen invasiver Neophyten zu nennen. Im Planungsraum Weser ist das Auftreten invasiver Pflanzenarten, wie z.B. Riesenbärenklau, Japanischer Staudenknöterich, von Seiten des Naturschutzes als Beeinträchtigung bewertet worden, so dass es teilweise in der Gesamtbewertung der Lebensraumtypen nach FFH zu der Bewertung „mittel bis schlecht“ (Bewertung C) beitrug. Hier sind Maßnahmen zu prüfen, die geeignet sind, die genannten Arten zurückzudrängen bzw. deren weitere Ausbreitung einzudämmen. Allerdings sind dies Einzelfallentscheidungen nach Einschätzung der Sachlage (Konkurrenz, Potenzial für die Ansiedlung einheimischer Arten). Insgesamt liegen hierzu bislang nicht viele Erfahrungen vor.

Seegras

Für das Seegras sind keine konkreten Einzelmaßnahmen zu nennen, die zu einer Verbesserung des Bestandes führen könnten, da die kausalen Zusammenhänge zwischen Seegrasbeständen und Hydrodynamik, Morphologie sowie anthropogenen Stressoren noch nicht im Einzelnen bekannt sind.

Als Beispiel sei die Bewertung des eulitoral Seegrases im Emsästuar angeführt, wo alle Metrics durchgängig mit „schlecht“ bewertet wurden. Die schlechte Bewertung ist in der starken Abnahme des Seegrases zwischen den Kartierungen 2002 und 2008 auf dem Hund-Paapsand begründet (ADOLPH 2009). Der Hund-Paapsand ist innerhalb des vom Sublitoral dominierten Wasserkörpers Emsästuar der wichtigste Lebensraum für Seegras. Die natürliche Dynamik des Emsästuars hat über die Jahrhunderte und Jahrzehnte immer wieder zu starken Veränderungen der Morphologie

im Gebiet Hund-Paapsand geführt. Insofern ist nicht auszuschließen, dass der Rückgang des Seegrases in veränderten Sedimentations- und/oder Erosionsbedingungen begründet ist, die einer natürlichen Dynamik zugrunde liegen. Dies ist durch weitere Untersuchungen zu klären. Erst hier-nach ist zu bewerten, ob Maßnahmen ergriffen werden können bzw. müssen, die eine Wiederansiedlung des Seegrases im Emsästuar zulassen.

Des Weiteren gehören mechanische Störungen durch z.B. Baumkurrenfischerei oder Baggermaßnahmen sowie insbesondere verschlechterte Lichtbedingungen und die weiterhin hohen Nährstoffbelastungen der Übergangs- und Küstengewässer, deren Ursachen zum größten Teil im Einzugsgebiet der Flüsse liegen, zu den bedeutenden Stressoren für Seegras (VAN DER GRAAF et al. 2009, VAN DER HEIDE 2009). Auch hier bestehen zu große Wissenslücken, um gezielte ökologisch wirksame Maßnahmen zu entwickeln.

Für das Seegras sind aber alle Maßnahmen als sinnvoll einzuschätzen, die zu einer generellen Verbesserung der stofflichen Belastungen des Wasserkörpers beitragen. Hier müssen vor allem die Nährstoff- aber auch Schadstofffrachten in den Zuflüssen weiter gesenkt werden. Dieses Ziel kann nur durch die Veränderung der stofflichen Einträge durch punktuelle (Kläranlagen, Einleiter) und diffuse Quellen (Landwirtschaft, Bergbau) erreicht werden. Die konzeptionellen Maßnahmen beinhalten ebenfalls viele wasserkörperübergreifende Maßnahmen, die sich vorteilhaft auf die Qualitätskomponente Makrophyten auswirken. Der zeitliche Rahmen für eine Reduzierung der Belastungen ist durch die genannten Maßnahmen und Konzepte als langfristig anzusehen.

Der erste Bewirtschaftungszeitraum sollte genutzt werden, um die wissenschaftliche Basis für eine Erfolgsabschätzung von Maßnahmen zu erarbeiten. Erst wenn die Rahmenbedingungen für ein Vorkommen von vitalen Seegraswiesen bekannt sind (vgl. Habitatgeschiktheidsindex –HSI- der Niederländer), lassen sich hieraus Einzelmaßnahmen konkretisieren, die dann auch eine u.U. künstliche initiale Ansiedlung von Seegras mit einschließen würden.

Makrophyten (Seegras, Röhrichte, Brack- und Salzwiesen)

Für die Teilkomponente „Brack- und Salzmarschen, Röhrichte“ kann mit entsprechenden Maßnahmen das „gute ökologische Potenzial“ erreicht werden kann. Die erforderlichen bzw. potenziell möglichen Maßnahmen sind im Einzelnen in Kap. 8.1 hinsichtlich ihrer Wirkung beschrieben bzw. eingeschätzt worden. Für das Seegras sind, wie oben bereits beschrieben, die kausalen Zusammenhänge zwischen Stressoren und Bestandsdichte noch nicht im Einzelnen verstanden. Derzeit sind die Rahmenbedingungen unklar, innerhalb derer ein Vorkommen von Seegras möglich ist. Dies betrifft v.a. die Parameter „Morphologie“ und „Strömung“, deren Dynamik ein intrinsisches Merkmal von Ästuaren ist und möglicherweise in einigen Wasserkörpern (s. Diskussion Hund-Paapsand in Kap. 8.1) die Rahmenbedingungen für das Vorkommen von Seegras verschiebt. Erst wenn die Rahmenbedingungen für ein potenzielles Vorkommen von eulitoralen Seegraswiesen für die einzelnen Wasserkörper bekannt ist, kann eine sinnvolle Anpassung des HÖP/GÖP vorgenommen werden.

9. Zusammenfassende Übersicht

Tab. 24 zeigt die exemplarische Potenzialbewertung für die relevanten Qualitätskomponenten in einer zusammenfassenden Übersicht.

Tab. 24: Vorläufige Bewertung des ökologischen Potenzials für die Übergangsgewässer der Weser (WK T1 4000.01) und Ems (WK T1 3000.01 & 3990.01). M-AMBI-Bewertung meso-polyhalin nach HEYER (2014). */** = „orientierende“ Werte, EQR-M-AMBI auf 0,2-Intervall angepasst. Anmerkungen zur Bewertung Fische: Im Fall der Ems wurde das Übergangsgewässer bewertet, eine nach WK getrennte Bewertung wurde für die Ems nicht vorgenommen, d.h. gilt für beide Ems-WK das gleiche Ergebnis.

Weser (WK T1 4000.01)					
	Stabw.	Grenze GÖP/MÖP	Potenzial-klasse	Tendenz	
Gesamtbewertung ökol. Potenzial					
Fische (MW 2007 - 2011) FAT-TW _{Potenzial}	0,52	0,03	0,68	mäßig	keine
Makrozoobenthos (AeTV _{Potenzial} ; M-AMBI)					
2011 oligohalin	0,57	-	0,6	mäßig	gut
2009-2013 meso-polyhalin	0,52	-	0,6	mäßig	keine
Gesamt 2009-2013	0,54	-	0,6	mäßig	keine
Makrophyten (2006 - 2010) Arens, Stiller _{Pot}	0,46	-	0,6	mäßig	keine
EMS (WK T1 3000.01)					
	Stabw.	Grenze GÖP/MÖP	Potenzial-klasse	Tendenz	
Gesamtbewertung ökol. Potenzial					
Fische (MW 2007 - 2011) FAT-TW _{Potenzial}	0,52	0,04	0,68	mäßig	keine
Makrozoobenthos (2011) AeTV _{Potenzial}	0,34*	-	0,6	unbefried.	keine
Makrophyten (2006 - 2010), Arens, Stiller _{Pot}	0,53	-	0,6	mäßig	keine
EMS (WK T1 3990.01)					
	Stabw.	Grenze GÖP/MÖP	Potenzial-klasse	Tendenz	
Gesamtbewertung ökol. Potenzial					
Fische (MW 2007 - 2011) FAT-TW _{Potenzial}	0,52	0,04	0,68	mäßig	keine
Makrozoobenthos, M-AMBI _{Potenzial}					
2007 meso-polyhalin	0,567**	-	0,6	mäßig	keine
Ges. 2009 - 2013 meso-polyhalin	0,64	-	0,6	gut	keine
Makrophyten (2006 - 2010) Arens, Stiller _{Pot}	0,26	-	0,6	unbefried.	keine

! Folgender genereller Aspekt sei an dieser Stelle angemerkt, der für die Gesamtbewertung aller QK (Makrophyten, MZB, Fische) zu berücksichtigen ist:

Falls ein Teilergebnis (Metriczebene) ein „unbefriedigendes“ oder „schlechtes Potenzial“ indiziert, wird das Gesamtergebnis der Qualitätskomponente – unabhängig einer möglicherweise formal berechneten höheren Qualitätsklasse – bestenfalls als „mäßig“ ausgewiesen. Wir schlagen in diesem Fall vor, sich hierbei auf die 6-Jahresbewertung zu beziehen. Das heißt die Grundlage für ein solches „Veto“ sollte z.B. der metricspezifische Mittelwert eines 6jährigen Untersuchungszeitraumes sein. Dieser erscheint vor dem Hintergrund der räumlichen und zeitlichen Variabilität der Ergebnisse eine belastbarere Größe als die singulären Jahresergebnisse zu sein.

10. Bewertung von Maßnahmen/Feststellung eines möglichen „EQR-Zugewinns“

Im Rahmen der 2009 zunächst durchgeführten Zustandsbewertung der Übergangsgewässer (NLWKN 2010), wurde für die Qualitätskomponenten bestenfalls der „mäßige ökologische Zustand“ festgestellt. Auf der Ebene der Wasserkörper ist das Übergangsgewässer der Weser (T1 4000.01) sowie das Emsästuar (WK T1 3990.01) 2009 insgesamt als „mäßig“ klassifiziert worden. Die Innere Ems (WK T1 3000.01) wurde sogar als „schlecht“ bewertet, da die QK Makrozoobenthos (schlecht) auch die Gesamtbewertung bestimmt (NLWKN 2010).

Nach der hier vorliegenden aktuellen Potenzialbewertung ergeben sich im Vergleich zu 2009 Änderungen für die einzelnen Qualitätskomponenten auf der Ebene der EQR-Werte. Dies gilt v.a. für einzelne Teilbewertungen, die auf der Grundlage der weniger strengen Potenzialbewertung bessere Einstufungen erreichen. Mit Blick auf die Gesamtbewertung wird ersichtlich, dass sich für alle der hier betrachteten Komponenten (Makrophyten, Makrozoobenthos, Fische) auch nach Potenzialbewertung die Qualitätsklasse „mäßig“ errechnet. Trotz graduell besserer Einstufungen ergibt sich daher nach wie vor Handlungsbedarf, um das Ziel „gutes ökologisches Potenzial“ zu erreichen (Tab. 24).

Zur Zielerreichung stehen verschiedene Maßnahmentypen zur Verfügung. Wir gehen davon aus, dass, bei einer auf die Fläche bezogenen, ausreichenden und optimalen Umsetzung von Maßnahmen, die Referenzbedingungen des GÖP erreichbar sind. Wie bereits in Kapitel 5 ausgeführt, ist aber keine kurzfristige sondern eine stufenweise Annäherung an das „Gute ökologische Potenzial“ wahrscheinlich. Eine schrittweise Annäherung sollte durch begleitende Untersuchungen der Maßnahmen so gut wie möglich dokumentiert werden. Hierzu sind u.E. verschiedene Ansätze erforderlich:

- Effekte von Maßnahmen im Hauptstrom sollten über die entsprechenden Bewertungsverfahren abgebildet werden. Dabei sind aber maßnahmenbezogene Begleituntersuchungen erforderlich. Die Verrechnung des „Maßnahmen-EQR“ könnte über den Flächenanteil der Maßnahme am WK gewichtet in das Gesamtergebnis eingehen (z.B. Tab. 26, Abb. 23). Das heißt ein möglicher „EQR-Zugewinn“ ist neben dem Maßnahmeneffekt als solchen auch abhängig von der Flächengröße der Maßnahme.
- Maßnahmen außerhalb des Hauptstroms (z.B. Vorlandgewässer, mit Ausnahme Makrophyten) können sehr wahrscheinlich nicht oder nur eingeschränkt mit den bestehenden Verfahren belastbar bewertet werden. Entweder sind die Verfahren an die Bewertung solcher Strukturen anzupassen oder über einen einfachen Ansatz in die Gesamtbewertung einzu beziehen.

Bei letzterer Option, die hier kurz beschrieben werden soll, ist ein begleitendes Monitoring der Maßnahmen erforderlich, dessen Ergebnis nicht über formale Verfahren bewertet muss, sondern unter fachlichen Kriterien. Die Besiedlungsqualität bzw. der Erfolg wird vor dem Hintergrund des Maßnahmenziels über 5 Kategorien (voll erreicht – sehr deutlich verfehlt) bewertet. Um die fachliche Einschätzung, für die erforderliche Verrechnung, numerisch auszudrücken, wird jeder Kategorie ein definierter EQR-WERT zugeordnet. Die-

ser Wert kann dann gewichtet über die Flächenanteil der Maßnahme in die Gesamtbewertung eingehen (Tab. 25, hypothetischer Vorschlag). Eine Berücksichtigung des Maßnahmen-EQR erfolgt aber nur dann, wenn die Besiedlungsqualität zu keiner formalen Abwertung der festgestellten Qualitätsklasse des Hauptstroms führt. Tab. 25 und Tab. 26 verdeutlichen diesen Ansatz an einem hypothetischen Beispiel.

Abb. 23 (blaue Linien) und Tab. 25 veranschaulichen beispielhaft den oben beschriebenen Ansatz. Ein wichtiger Aspekt ist dabei die Festlegung eines „überproportionalen“ Beitrags (räumlich) kleinerer Maßnahmen am Bewertungsergebnis. Hintergrund dieses pragmatischen Ansatzes ist es, auch dem für räumlich kleinere Maßnahmen (in sehr großen Wasserkörpern) „formal“ eher schwierig nachzuweisenden Zugewinn eine „messbare“ Bedeutung im Hinblick auf die Zielerreichung beizumessen. Generell sind positive ökologische Effekte (zumindest lokal) auch bei kleineren Maßnahmen zu erwarten. Erst ab einer großen Maßnahmenfläche von z.B. 30% des WKs würde der Beitrag der Maßnahme ihrem Flächenanteil am WK entsprechen.

Tab. 25: Beispielhafte Gewichtung (%) des Maßnahmen-EQR am Gesamtergebnis in Abhängigkeit des Flächenanteils der Maßnahme am WK.

Gesamtanteil (%) Vorlandgewässer (Beispiel)	hyp. Beitrag (%) zur Bewertung
>0 – 3 % Flächenanteil Beitrag zum Gesamtbewertungsergebnis	>0 - 10%
>3 – 7,5 % Flächenanteil Beitrag zum Gesamtbewertungsergebnis	>10 - 15%
>7,5 - 15 % Flächenanteil Beitrag zum Gesamtbewertungsergebnis	>15 - 20%
>15 - 30 % Flächenanteil Beitrag zum Gesamtbewertungsergebnis	>20 - 30%

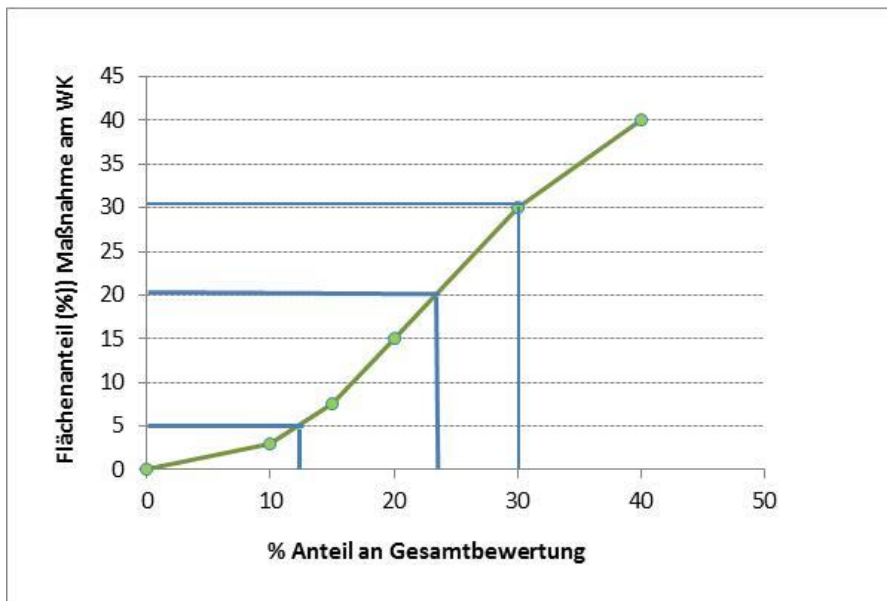


Abb. 23: Zusammenhang Flächenanteil einer Maßnahme am WK und %-Beitrag der Maßnahme zur WK-Gesamtbewertung. Beispielhafte Setzung.

Tab. 26: „Pragmatischer“ Bewertungsansatz über festgelegte EQR-Werte (differenziert nach detektierter „Erfolgs-kategorie“) für Maßnahmen außerhalb des Hauptstroms. Hypothetisches Beispiel.

Maßnahmenziel	Bewertung*	assoziierter EQR-Wert	Flächena nteil am WK (%)	EQR vor Maßnah me	EQR nach Maßnahme
Typ "NN", außerhalb Hauptstrom	voll erreicht	0,9	3,5	0,45	0,51
	erreicht	0,6	3,5	0,45	0,47
	knapp verfehlt	0,5	3,5	0,45	0,456
	deutlich verfehlt	keine Zuordnung	3,5	0,45	0,45
	sehr deutlich verfehlt	keine Zuordnung	3,5	0,45	0,45

* = Fachliche Einschätzung nach Begleituntersuchung

11. Ausblick Methodik 6-Jahresbewertung

Derzeit ist noch nicht eindeutig geklärt, in welcher Weise die Jahres-EQR-Werte zu einer 6-Jahres-Gesamtbewertung zusammengefasst werden. Folgende Möglichkeiten wären denkbar:

- Mittelwertbildung (hier für alle Komponenten angewendet),
- Berücksichtigung des Medians,
- von BIOCONSULT (2012) wurden für die QK Fische auf der Grundlage des Trends der Jahres-EQR in Abhängigkeit des Korrelationskoeffizienten Regeln für die Aggregation als eine sinnvolle Möglichkeit angesehen. Dies erschien insofern sinnvoll, als bei diesem Vorgehen eine mögliche zielgerichtete und deutliche positive oder negative Entwicklung auch formal besser abgebildet werden könnte. Aufgrund der für eine belastbare Trendberechnung i.d.R. zu geringen Anzahl an EQR-Werten, birgt ein solcher Ansatz aber gewisse Schwächen. Nähere Erläuterungen hierzu sind BIOCONSULT (2012) zu entnehmen.

12. Zusammenfassendes Fazit

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden Vorschläge zur Bewertung des ökologischen Potenzials erarbeitet. Die bereits vorliegenden Ansätze zur Bewertung des Potenzials von HMWB-Gewässern wurden dabei berücksichtigt. Hierzu gehören v.a. die LAWA-Methodik oder auch der sogenannte Prager Ansatz, weitere Möglichkeiten zur Potenzialbewertung wurden ebenfalls geprüft.

Die vorliegenden Bewertungsverfahren für die QK Makrophyten, Makrozoobenthos und Fische, die sich zunächst auf die Einordnung des ökologischen Zustandes eines WK bezogen, können in ihrer Grundstruktur auch für die Bewertung des ökologischen Potenzials weiter verwendet werden. Ggf. erforderliche Anpassungen (Revision der Referenzbedingungen) und/oder Veränderungen von Klassengrenzen wurden durchgeführt. Zum Teil wurden auch die bisher verwendeten Referenzbedingungen unverändert für die Potenzialbewertung übernommen. Letzteres war für einige Ansätze/Metrics deshalb plausibel, weil die Referenzbedingungen bereits aus rezenten Daten (ab ca. 1990 bis heute) abgeleitet worden sind und insofern also die Wirkung von Faktoren, die zur Ausweisung als HMWB-Gewässer geführt haben bereits in die Daten „integriert“ sind. Gleichzeitig integrieren die rezenten Daten aber z.T. auch schon mögliche Effekte von in der Vergangenheit durchgeführten Kompensationsmaßnahmen, die im Rahmen von Eingriffen erforderlich waren und umgesetzt wurden.

Die auf dieser Grundlage durchgeführten Potenzialbewertungen (Fische, Makrozoobenthos, Makrophyten) weisen für die Übergangsgewässerkörper der Ems und Weser überwiegend das „mäßige“ ökologische Potenzial aus. Dies bedeutet, dass auch auf der Betrachtungsebene „ökologisches Potenzial“ Handlungsbedarf, d.h. Maßnahmenbedarf zur Erreichung des Zielzustandes „GÖP“ zu konstatieren ist.

Im Rahmen des Projektes wurde ein Katalog denkbarer Maßnahmentypen zusammengestellt. Wir gehen davon aus, dass die optimale Umsetzung der möglichen bzw. erforderlichen Maßnahmen die Erreichung des Bewirtschaftungsziels „GÖP“ erwarten lässt. Allerdings ist es zum einen nur sehr eingeschränkt möglich, die ökologische Wirkung maßnahmenspezifisch auf der Ebene der EQR-Werte formal zu quantifizieren und zum anderen ist es mit einigen Ausnahmen (Makrophyten) im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht festzulegen, welche räumliche Ausdehnung für einen jeweiligen Maßnahmentyp vorzusehen ist, um den erforderlichen Beitrag zur Erreichung des Bewirtschaftungsziels zu leisten. Gerade die ökologischen Effekte kleinräumigerer Maßnahmen sind, wenngleich vorhanden, vor dem Hintergrund der großen Übergangsgewässerkörper durch das Überblicksmonitoring und der auf diesen Daten basierten formalen Bewertung vermutlich kaum darzustellen. Zur Bemessung des Erfolgs umgesetzter Maßnahmen im Sinne des Bewirtschaftungsziels werden daher geeignete Begleituntersuchungen erforderlich. Die Bemessung des ökologischen Zugewinns (auf der Ebene des EQR) solcher Maßnahmen für den betreffenden Wasserkörper könnte (wie im Rahmen der Arbeit als eine Möglichkeit exemplarisch zur Diskussion gestellt) über einen Flächenansatz (Güte und Ausdehnung einer Maßnahme) erfolgen, der letztlich aber vermutlich auf fachlich abgestimmten „Konventionen“ beruhen müsste.

An dieser Stelle sei also noch einmal deutlich darauf hingewiesen, dass die hier für die biologischen Qualitätskomponenten durchgeführte Festlegung der Referenzwerte für das HÖP/GÖP, auf der Annahme einer quantitativ und qualitativ optimalen Maßnahmenumsetzung beruht. Die hier komponentenspezifisch definierte Festlegung des HÖP/GÖP basiert daher weitgehend auf fachlich plau-

siblen „Setzungen“, eine wissenschaftliche Herleitung war nicht möglich, da keine oder kaum empirische Daten vorliegen.

Literatur

- ADOLPH, W. (2009): Praxistest Monitoring Küste 2008 Seegraskartierung - Gesamterfassung der eulitoral Seegrasbestände im Niedersächsischen Wattenmeer und Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie. (Abschlussbericht) Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz - Betriebsstelle Brake/Oldenburg, Wilhelmshaven: 53
- ADOLPH, W., JAKLIN, S., MEEMKEN, M. & MICHAELIS, H. (2003): Die Seegrasbestände des niedersächsischen Wattenmeeres (2000 - 2002). Dienstbericht der Forschungsstelle Küste, Norderney 1/2003, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie - Forschungsstelle Küste, Norderney: 19 S.
- ARENS, S. (2006): Bewertungssystem nach WRRL für die Angiospermen der Übergangs- und Küstengewässer der FGE Weser und für das Küstengewässer der FGE Elbe. (unveröffentl.) Projektbericht im Auftrag des NLWKN, Brake/Oldenburg, 94 S.
- ARENS, S. (2009): Erfassung und Bewertung der Röhrichte, Brack- und Salzmarschen (Makrophyten/Angiospermen) im Rahmen eines Praxistests zur Umsetzung der EG-WRRL in den Übergangsgewässern von Weser und Ems. (unveröff. Bericht im Auftrag des NLWKN - Betriebsstelle Brake/Oldenburg) 46 S.
- ARGE ELBE, (1984): Gewässerökologische Studie der Elbe. Wassergütestelle Elbe Hamburg: 102 S.
- ARGE ELBE, (1994): Maßnahmen zur Verbesserung des aquatischen Lebensraumes der Elbe zwischen Schnackenburg und Cuxhaven. Im Auftrag von Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg; Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft; Umweltbehörde Hamburg; Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt; Ministerium für Umwelt und Natur des Landes Mecklenburg-Vorpommern; Ministerium für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein und Niedersächsisches Umweltministerium, Hamburg: 103 S.
- ARGE WRRL (Planula & BWS GmbH), (2006): Pilotprojekt Marschengewässer - Maßnahmenvorschläge für Marschengewässer (im Anhang Projektbeispiele). Projektträger: Unterhaltungsverband Kehdingen, Unterhaltungsverband Untere Oste, Sielacht Wittmund, Braker Sielacht, Hamburg: 34 S.
- ARNTZ, W., S. SCHADWINKEL, C.-P. GÜNTHER & H. MEINKEN, (1992): Fischereibiologisch-Fischereiwirtschaftliches Gutachten über den Einfluß der Emsvertiefung gemäß Planänderungsteilbeschluß vom 3.7.1991 auf den Fischbestand und die Fangerträge in der Unterems (Papenburg-Emden). (unveröff. Studie im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamtes Emden) 53 S. Dezember 1992.
- AUBRY, A. & M. ELLIOTT, M., (2007): The use of environmental integrative indicators to assess seabed disturbance in estuaries and coasts: Application to the Humber Estuary, UK. Marine Pollution Bulletin, 53: 175185.
- BIOCONSULT (2006): Fischbasiertes Bewertungswerkzeug für Übergangsgewässer der norddeutschen Ästuare. Studie im Auftrag von Niedersachsen und Schleswig-Holstein. 2006.
- BIOCONSULT (2008a): Studie zu möglichen Zielen einer ökologischen Sanierung der Unterems und Einschätzung denkbarer Maßnahmentypen zur Zielerreichung. Im Auftrag des BUND - Bund für Umwelt- und Naturschutz, WWF Deutschland

- BIOCONSULT (2008b): Maßnahmenkonzeption für 5 verschiedene Maßnahmentypen zur Verbesserung der Durchgängigkeit und Vernetzung in den niedersächsischen Übergangs- und Küstengewässern zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). Im Auftrag des NLWKN Brake-Oldenburg.
- BIOCONSULT (2009): Vorschlag eines WRRL-konformen Bewertungsverfahrens für das Makrozoobenthos tideoffener Marschengewässer in den Einzugsgebiet von Ems, Weser und Elbe. AG:NLWKN Brake-Oldenburg.
- BIOCONSULT (2011): Einschätzung der Wirksamkeit verschiedener Maßnahmen zur Sanierung der Unterems. Im Auftrag des WWF Hamburg, Bremen: 42 S.
- BIOCONSULT (2012): Evaluation of the WFD assessment methodology "Fish" (FAT-TW) for transitional waters – analysis of the results from phase 2 of the international intercalibration. Im Auftrag des NLWKN Brake-Oldenburg.
- BIOCONSULT (2013): Hamenbefischung Unterweser 2013 Fischfaunistische. Untersuchung im Rahmen der Gewässerzustandsüberwachung nach WRRL. Im Auftrag des Dezernat Binnenfischerei, LAVES.
- BIOS (2007): SKN- 14m Ausbau der Außenweser. Vegetationskundliche Begleituntersuchungen. Im Auftrag des WSA Bremerhaven
- BOLLE, L.J., DAMM, U., DIEDERICHS, B., JAGER Z., LÜERSSSEN, G., MARENCIC, H., NEUDECKER, T., VAN OVERZEE, T., SCHOLLE, J. & VORBERG R. (2009): TMAP ad hoc Working Group Fish. Progress 359 Report 2007. IMARES Report number C133/07, Wageningen
- BORJA, A., J. FRANCO & V. PEREZ, 2000: A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. - Mar. Poll. Bull. 40 (12): 1100-1114.
- BOS, D., ALTENBURG & WYMENGA (2012): Der ökologische Zustand des Ems-Ästuars. Vortrag Symposium: Gemeinschaftl. Investion im Ems-Dollard, Nieuweschans, NL.
- BREMENPORTS GMBH CO. KG (Hrsg.) (2003): Entwicklung der Kompensationsfläche Tegeler Plate – Zwischenbericht 2003. In: Nördliche Erweiterung des Containerterminals in Bremerhaven (CT III). Unveröff. Gutachten, erarbeitet von Küfog & WBNL.
- BREMENPORTS GMBH CO. KG (Hrsg.) (2003): Ökologische Begleituntersuchungen zur Erfolgskontrolle zum Projekt CT III (Erweiterung des Containerterminals Wilhelm Kaisen, Bremerhaven) - 2001. Ergebnisband. - (Unveröffentl. Gutachten; erarbeitet von KÜFOG GmbH) o. S.
- BREMENPORTS GMBH CO. KG (Hrsg.) (2008): Ökologische Begleituntersuchungen zur Erfolgskontrolle zum Projekt CT III (Erweiterung des Containerterminals Wilhelm Kaisen, Bremerhaven) – 2007. Daten- /Kartenband. (unveröffentlichtes Gutachten; erarbeitet von KÜFOG GmbH).
- BUSCH, D., M. SCHIRMER, K. SCHRÖDER & B. SCHUCHARDT (1984): Der Ausbau der Unterweser zum Großschiffahrtsweg und seine Auswirkungen auf das Flußökosystem und die Flußfischerei. - Neues Archiv für Niedersachsen 33 (1): 60-80.

- BWP (2009): Internationaler Bewirtschaftungsplan nach Art. 13 Wasserrahmenrichtlinie für die Flussgebietseinheit Ems. Bewirtschaftungszeitraum 2010 – 2015. FGE Ems - Bewirtschaftungsplan 2009.
- CIS-Guidance-Document (2005): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidance document no. 13. Overall approach to the classification of ecological status and ecological potential. Produced by Working Group 2A
- CIS-Leitfaden (2002): Leitfaden zur Identifizierung und Auswertung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern. CIS Arbeitsgruppe 2.2
- 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.
- DETTE, H. H., A. RAUDKIVI, T. TRAMENAU & M. MAGNERE-WEND (1994): Anpassung des Emsfahrwassers an ein 7,3 m tiefgehendes Schiff: Beurteilung der Auswirkungen aus der Sicht der Hydrologie. - (Bericht Nr. 770) Leichtweiss-Institut für Wasserbau der TU Braunschweig, Braunschweig: ohne S.
- ELLIOT, M. & F. DEWAILLY (1995): The structure and components of european estuarine fish assemblages. - Netherlands journal of Aquatic Ecology 29 (3-4): 397-417.
- FISHER, R.A., A.S. CORBET & WILLIAMS C.B. (1943): The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. - J. Anim. Ecol. 12: 42-58.
- FRANCO, A., M. ELLIOT, P. FRANZONI & P. TORRICELLI (2008): Life strategies of fishes in European estuaries: the functional guild approach. Mar. Ecology Progress Series (354): 219 – 228.
- 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.
- GIERSCH, K. (2002): Kommentierte Literaturrecherche zum Thema Röhricht. Unveröffentl. Bericht Universität Bremen, 71 S.
- GRABEMANN, I., A. MÜLLER & B. KUNZE, 1993: Ausbau der Unter- und Außenweser. Morphologie und Hydrologie. - In: UVP-FÖRDERVEREIN (Hrsg.), Umweltvorsorge für ein Fluß-Ökosystem. Vertrieb für Bau- und Planungsliteratur, Dortmund: 21-36.
- GRALL, J. & M. GLÉMAREC (1997): Using biotic indices to estimate macrobenthic community perturbations in the Bay of Brest. - Estuarine, Coastal and Shelf Science 44: 43-53.

- HEUNER, M. (2006): Erarbeitung von Habitateignungsmodellen für die Vegetation im gezeitenbeeinflussten Deichvorland mit Schwerpunkt auf Tideröhrichten. Diplomarbeit Universität Karlsruhe (TH), 92 S.
- HEYER, K. (2007): Intercalibration report (NEA GIG). Assessment of German coastal waters (NEA 1/26), NEA 3/4) by benthic invertebrates. AG: NLWKN Brake/Oldenburg.
- HEYER, K. (2009): Bestimmung von deutschen Referenzwerten für das "M-AMBI- Bewertungsverfahren" und Neuberechnung der Daten des NLWKN Praxistests sowie der Hamburger und Schleswig-Holsteiner Monitoringstationen. (unveröff. Bericht i. A. des NLWKN Brake-Oldenburg) 51 S.
- HEYER, K. (2013a): M-AMBI Berechnung der NLWKN Paxistest Daten Makrobenthos 2010 und 2011 und Datenzusammenstellung 2006-2011, sowie Median/Mittelwertvergleich. AG: NLWKN Brake-Oldenburg
- HEYER, K. (2013b): Referenzwertbestimmung für die M-AMBI Berechnung für den polyhalinen Bereich der Übergangsgewässer. Ausarbeitung im Auftrag des NLWKN Brake-Oldenburg.
- HEYER, K. (2014): Aktualisierung der M-AMBI Bewertungen des NLWKN Monitorings (Entwurfassung).. AG: NLWKN Brake-Oldenburg
- HÖPNER, T. (1994): Auswirkungen der Ästuarvertiefung in der Emsmündung. In: LOZÁN, J.L., E. RACHOR, K. REISE, H. VON WESTERNHAGEN & W. LENZ (Hrsg.), Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell-Wiss. Verlag, Berlin: 171-175.
- KOLBE, K. (2006): Bewertungssystem nach WRRL für Makroalgen und Seegräser der Küsten- und Übergangsgewässer der FGE Weser und Küstengewässer der FGE Elbe. (unveröff. Gutachten im Auftrag des NLWKN, Betriebsstelle Brake / Oldenburg, Flussgebietsmanagement Übergangs-Küstengewässer) 99 S.
- KOLBE, K. (2007): Intercalibration Report (NEA GIG). Assessment of German Coastal Waters (NEA1/26, NEA3/4) and Transitional Waters (NEA11) by Macroalgae and Angiosperms. - (unveröff. Bericht im Auftrag des NLWKN Brake-Oldenburg) 22 S.
- KOLBE, K., (2006): Bewertungssystem nach WRRL für Makroalgen und Seegräser der Küsten- und Übergangsgewässer der FGE Weser und Küstengewässer der Elbe. NLWKN Oldenburg.
- KOLBE, K., (2007): Assessment of German Coastal Waters (NEA1/26, NEA3/4) and Transitional Waters (NEA11) by Macoalgae and Angiosperms. Intercalibration Report (NEA GIG).
- KRIEG, H.J. (2010): Untersuchung der wirbellosen Bodenfauna im Rahmen des IKSE-Messprogramms 2009 und Bewertung der OWK Elbe Ost und Hafen (Tideelbe). Im Auftrag von IKSE & FH Hamburg BSU/Wassergütestelle Elbe. 20 S. +Anhang.
- KRIEG, H.J. (2011a): Überblicksweise Überwachung der Tideelbe anhand der QK benthische Wirbellosenfauna Durchführung der Untersuchung und Bewertung der Oberflächenwasserkörper des Tideelbestroms in 2010. (Im Auftrag der Flussgebietsgemeinschaft Elbe Geschäftsstelle Magdeburg) 32 S. +Anhang.
- KRIEG, H.J. (2011b): Überblicksweise Überwachung des Emsästuars anhand der QK benthische Wirbellosenfauna. Durchführung der Untersuchung und Bewertung der Oberflächenwasserkörper mit dem Ästuartypieverfahren in 2011

- KRIEG, H.J & BIOCONSULT (2014): Ein benthosbasiertes Bewertungsverfahren für die Süßwasserabschnitte der Ästuare von Ems, Weser und Elbe nach EG-WRRL. Im Auftrag des NLWKN Aurich ‚AeTV+‘ für ästuarine Gewässertypen 20 und 22.2 / 3
- KRIEG, H.J. (2005): Die Entwicklung eines modifizierten Potamon-Typie-Indexes (QK benthische Wirbellosenfauna) zur Bewertung des ökologischen Zustands der Tideelbe von Geesthacht bis zur Seegrenze. Methodenbeschreibung AeTI (Aestuar-Typie- Index) und Anwendungsbeispiele. Projektbericht im Auftrag der ARGE Elbe/BSU - WG Elbe, 38 S.
- KRIEG, H.J. (2006): Prüfung des erweiterten Aestuar-Typie-Indexes (AeTI) in der Tideelbe als geeignete Methode für die Bewertung der Qualitätskomponente benthische Wirbellosenfauna gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie im Rahmen eines vorläufigen Überwachungskonzeptes (Biomonitoring). AG: ARGE ELBE FHH . NS . SH – FH Hamburg/BSU. WG Elbe.
- KÜFOG (2011): Integrierter Bewirtschaftungsplan Weser (IBP Weser), Fachbeitrag 1: „Natura 2000“ Natura 2000-Gebiete der Tideweser in Niedersachsen und Bremen. Materialband erstellt im Auftrag des NLWKN und SUBVE, 178 S.
- LANGE, J., R. DROSTE & J. MEYERDIRKS (2008): Limnologische Folgekontrolle der Ausgleichs- und Ersatzmaßnahme auf der Kleinensieder Plate. Abschlussbericht. AG:WSA Bremerhaven.
- LAWA (2012): Ableitung überregionaler Bewirtschaftungsziele in den Flussgebietseinheiten mit deutscher Federführung. LAWA- Arbeitsprogramm Flussgebietsbewirtschaftung Produktdatenblatt 2.4.6
- LOHMEYER, C. (1907): Übersicht der Fische des unteren Ems-, Weser- und Elbegebietes. - Abh. Naturw. Verein Bremen 19 (1): 149-180.
- LUNG (Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern) (2002): Verfahrensanleitung zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern in Mecklenburg-Vorpommern mittels Standorttypieindex. - Schriftenreihe Nr. 02, Güstrow: 36 S. + Anhang.
- MAGURRAN, A.E. (2004): Measuring biological Diversity. Blackwell Science.
- MAKEF, o.J.: Künstliche und erheblich veränderte Fließgewässer und Herleitung des „ guten ökologischen Potenzial. BMBF Verbundforschungsprojekt.
- MLUR (2012): Handlungsanleitung zur Ausweisung erheblich veränderter und künstlicher Gewässer sowie zur Ableitung des guten ökologischen Potenzials (GöP) für den 2. Bewirtschaftungszeitraum in Schleswig-Holstein.
- MUXIKA, I., A. BORJA & J. BALD (2007): Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference condition and benthic ecological status, according to the European Water Frame Directive. - Mar. Poll. Bull. 55: 16-29.
- MUXIKA, I., A. BORJA & W. BONNE (2005): The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. - Ecological Indicators 5: 19-31.
- NEA GIG TW Fish (2012): Technical report coastal waters North-East Atlantic GIG Fish. WFD intercalibration exercise.
- NLWKN & SUBVE (2011): Strombaukonzept Tideweser.

- NLWKN (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Norden) (Hrsg.) (2010): Küstengewässer und Ästuare. Umsetzung der EG-WRRL Bewertung des ökologischen Zustands der niedersächsischen Übergangs- und Küstengewässer. NLWKN Brake/Oldenburg.
- PALUSKA, A. (1992): Geographie und geologische Vorgeschichte der norddeutschen Ästuare, erläutert am Beispiel der Elbe. In: Kausch, H. (Hrsg.): Die Unterelbe – Natürlicher Zustand und Veränderungen durch den Menschen, Berichte aus dem Zentrum für Meeres- und Klimaforschung der Universität Hamburg, 19, S. 1–32.
- PEARSON, T. H. & R. ROSENBERG (1986): Feast and Famine: structuring factors in marine benthic communities. - In: GEE, J.H.R. & P.S. GILLER (Hrsg.), Organization of communities - The 27th Symposium of The British Ecology Society Aberystwyth 1986. Blackwell Scientific Publications, 373-395.
- PODRAZKA, P. (2008): Das "Gute ökologische Potenzial". Versuch einer Definition. Ruhrverband Essen, Wassernetz NRW, Vortrag
- 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 (2012): A fish-based index of biotic integrity – FAT-TW an assessment tool for transitional waters of the northern German tidal estuaries. Coastline Reports 18 (2012), ISSN 0928-2734, p. 1–73.
- SCHRÄDER, T. (1941): Fischereibiologische Untersuchungen im Wesergebiet - 2. Hydrographie, Biologie und Fischerei der Unter- und Außenweser. - Z. Fisch. 39: 527-693.
- SCHUCHARDT, B. & J. SCHOLLE (2009): Estuaries. QSR-Report No. 16, 21 pages. CWSS, Wilhelmshaven.
- SCHUCHARDT, B. & SCHIRMER, M. (1991): Zur Sedimentationsdynamik in den tideoffenen Bremer Seehäfen. - Die Küste 52 : 145–170.
- SCHUCHARDT, B. (2003): Die Wiederherstellung von tidebeeinflussten Lebensräumen: eine Übersicht. - Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz 6: 7–17.
- 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., DASCHKEIT, A., GÜNTHER, C.-P., HEINRICHS, H., HUBER, A., LANGE, H., OSTHORST, W., SCHIRMER, M., WILLE, D., WITTIG, S. & WINTER, G. (2005): Auf dem Weg zur nationalen IKZM-Strategie. - BioConsult in Zusammenarbeit mit der Universität Bremen, Universität Lüneburg und Universität Kiel. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, Dessau: 85 S.
- SenGUV (Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz Berlin) (2008): Morphologische und biologische Entwicklungsziele der Landes- und Bundeswasserstraßen im Elbegebiet. Endbericht PEWA II, das Gute Ökologische Potenzial: methodische Herleitung und Beschreibung.

- SIEFERT, W. & J. JENSEN (1993): Fahrrinnenvertiefung und Tidewasserstände in der Elbe. - Hansa 130 (10): 119-125.
- SIMBUORA, N. & A. ZENETOS (2002): Benthic indicators to use in Ecological Quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new Biotic Index. *Mediterranean Marine Science*, Vol. 3/2, 2002, 77-111
- STILLER, G. (2005a): Bewertungsverfahren für die Qualitätskomponente Makrophyten und Angiospermen in der Tideelbe im Rahmen des vorläufigen Monitorings gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie. Gutachten im Auftrag der ARGE Elbe, Wassergütestelle Elbe, Hamburg. Unveröffentlicht.
- STILLER, G. (2005b): Bewertung der Qualitätskomponente Makrophyten in ausgewählten Flussunterläufen und Koog-Gewässern in den Marschen von Schleswig-Holstein gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, Kiel-Flintbeck. Unveröffentlicht.
- STILLER, G. (2005c): Erprobung des Bewertungsverfahrens für die Qualitätskomponenten Makrophyten und Angiospermen in der Tideelbe im Rahmen des vorläufigen Monitorings gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie. Gutachten i. A. der ARGE ELBE, Wassergütestelle Elbe, Hamburg, 35 S.
- STILLER, G. (2008): Untersuchungen der Qualitätskomponente Makrophyten in den tidebeeinflussten Flussunterläufen von Unterweser, Hunte und Ochtum gemäß Wasserrahmenrichtlinie. Im Auftrag des NLWKN, Betriebsstelle Brake-Oldenburg.
- STILLER, G. (2011): Verfahrensanleitung zur Bewertung der Qualitätskomponente Makrophyten in Tidegewässern Nordwestdeutschlands gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie (BMT-Verfahren). Im Auftrag des NLWKN, Betriebsstelle Stade, 34 S.
- TAYLOR, L.R. (1978): Bates, Williams, Hutchinson – a variety of diversities. In: *Diversity of insect faunas*, ed. L.A. MOUND & N. WARLOFF, 1 – 18. Oxford, UK: Blackwell.
- TESCH, A. (2003): Tegeler Plate – Ausdeichung eines Sommerpolders in der Brackwasserzone der Weser: Planung und erste Ergebnisse. *Bremer Beitr. Naturkunde Naturschutz* 6, 65-74.
- TESCH, A., M. MARCHAND, C. EBERT & H. WELLM (2010): Biotopentwicklung in Tideästuaren. *Naturschutz & Landschaftsplanung*, 7, 197-201.
- THIEL, R. et al. (im Druck): Rote Liste Meeresfische (Entwurf). BFN.
- VAN DEN BERG, M. (2012): Dutch approach for setting GEP (and MEP) with examples for estuaries. Ministry of Infrastructure and Environment /Rijkswaterstaat.
- VAN DER HEIDE, T. (2009): Stressors and feedbacks in temperate seagrass ecosystems. *Dissertation Universität Nijmegen, Niederlande*, 128 S.
- VAN DER GRAAF, S., I. JONKER, M. HERLYN, J. KOHLUS, H. F. VINTHER, K. REISE, D. DE JONG, T. DOLCH, G. BRUNTSE & J. DE VLAS (2009): Seagrass. - In: COMMON WADDEN SEA SECRETARIAT TRILATERAL MONITORING AND ASSESSMENT GROUP (Hrsg.), *Quality Status Report 2009 Thematic Report No. 12*.
- WIELAND, P. (1993): Deichschutz und Binnenentwässerung im Eidergebiet. - In: DVWK (Hrsg.), *Historischer Küstenschutz*. Verlag Konrad Wittwer, Stuttgart: 463-486.

Anhang

Übersicht über bisherige Abundanzklassen für die Bewertung des ökologischen Zustands und nach Anpassung an das ökologische Potenzial.

Tab. 27: Artspezifische Abundanz-Klassengrenzen (ökologischer Zustand, bisherige)

Flunder		log+1 Ind./h/80	
121,00	VI	Ref	2,086
57,00	V	Ref	1,763
33,00	IV		gut
20,00	III	mäßig	1,322
15,00	II	unbefr.	1,204
0,00	I	schlecht	0,000
Gr. Scheibenbauch			
2100,00	VI	Ref	3,322
1250,00	V	Ref	3,097
240,00	IV		gut
40,00	III	mäßig	1,613
4,00	II	unbefr.	0,699
0,00	I	schlecht	0,000
Kaulbarsch			
675,00	VI	Ref	2,830
225,00	V	Ref	2,354
75,00	IV		gut
38,00	III	mäßig	1,591
18,00	II	unbefr.	1,279
0,00	I	schlecht	0,000
Hering			
2000,00	VI	Ref	3,301
1120,00	V	Ref	3,050
480,00	IV		gut
190,00	III	mäßig	2,281
100,00	II	unbefr.	2,004
0,00	I	schlecht	0,000

Stint 0+				Finte 0+			
	Kategorie		log+1 Ind./h/80 m ²		Kategorie		log+1 Ind./h/80 m ²
11285,00	VI	Ref	4,053	2500,00	VI	Ref	3,398
4955	V		3,695	331	V		2,521
2855,00	IV	gut	3,456	131,00	IV	gut	2,121
1542,00	III	mäßig	3,188	64,00	III	mäßig	1,813
777,00	II	unbefr.	2,891	45,00	II	unbefr.	1,663
0,00	I	schlecht	0,000	0,00	I	schlecht	0,000
Stint sad				Finte sad			
	Kategorie				Kategorie		
5900,00	VI	Ref	3,771	110,00	VI	Ref	2,045
2095	V		3,321	52	V		1,724
1696,00	IV	gut	3,230	30,00	IV	gut	1,491
1079,00	III	mäßig	3,033	15,00	III	mäßig	1,204
580,00	II	unbefr.	2,764	5,00	II	unbefr.	0,778
0,00	I	schlecht	0,000	0,00	I	schlecht	0,000
Stint ad				Finte ad			
	Kategorie				Kategorie		
1150,00	VI	Ref	3,061	81,00	VI	Ref	1,914
440	V		2,644	44	V		1,653
313,00	IV	gut	2,497	25,00	IV	gut	1,415
226,00	III	mäßig	2,356	10,00	III	mäßig	1,041
104,00	II	unbefr.	2,021	6,00	II	unbefr.	0,845
0,00	I	schlecht	0,000	0,00	I	schlecht	0,000

Tab. 28: Artsspezifische Abundanz-Klassengrenzen (nach Anpassung, ökologisches Potenzial). Rot gesetzte Werte.

Flunder			log+1 Ind./h/80 m ²
100,00	VI		2,004
55,00	V	HÖP	1,748
26,00	IV	GÖP	1,431
13,00	III	mod	1,146
3,00	II	unbefr.	0,602
0,00	I	schlecht	0,000
Gr. Scheibenbauch			
1000,00	VI		3,000
501,00	V	HÖP	2,701
150,00	IV	GÖP	2,179
20,00	III	mod	1,322
2,00	II	unbefr.	0,477
0,00	I	schlecht	0,000
Kaulbarsch			
260,00	VI		2,417
175,00	V	HÖP	2,246
72,00	IV	GÖP	1,863
39,00	III	mod	1,602
18,00	II	unbefr.	1,279
0,00	I	schlecht	0,000
Hering			
1750,00	VI		3,243
940,00	V	HÖP	2,974
455,00	IV		2,659
190,00	III	mod	2,281
100,00	II	unbefr.	2,004
0,00	I	schlecht	0,000

Stint 0+			Kategorie	log+1 Ind./h/80 m ²	Finte 0+			Kategorie	log+1 Ind./h/80 m ²
10000,00	VI	HÖP		4,000	1400,00	VI	HÖP		3,146
3900	V			3,591	331	V			2,521
2885,00	IV	GÖP		3,460	80,00	IV	GÖP		1,908
900,00	III	mod		2,955	45,00	III	mod		1,663
390,00	II	unbefr.		2,592	22,00	II	unbefr.		1,362
0,00	I	schlecht		0,000	0,00	I	schlecht		0,000
Stint sad					Finte sad				
4000,00	VI	HÖP		3,602	100,00	VI	HÖP		2,004
1900	V			3,279	52	V			1,724
1201,00	IV	GÖP		3,080	19,00	IV	GÖP		1,301
800,00	III	mod		2,904	10,00	III	mod		1,041
300,00	II	unbefr.		2,479	3,00	II	unbefr.		0,602
0,00	I	schlecht		0,000	0,00	I	schlecht		0,000
Stint ad					Finte ad				
1200,00	VI	HÖP		3,080	62,00	VI	HÖP		1,799
600	V	HÖP		2,779	44	V			1,653
300,00	IV	GÖP		2,479	16,00	IV	GÖP		1,230
76,00	III	mod		1,886	8,00	III	mod		0,954
30,00	II	unbefr.		1,491	3,00	II	unbefr.		0,602
0,00	I	schlecht		0,000	0,00	I	schlecht		0,000