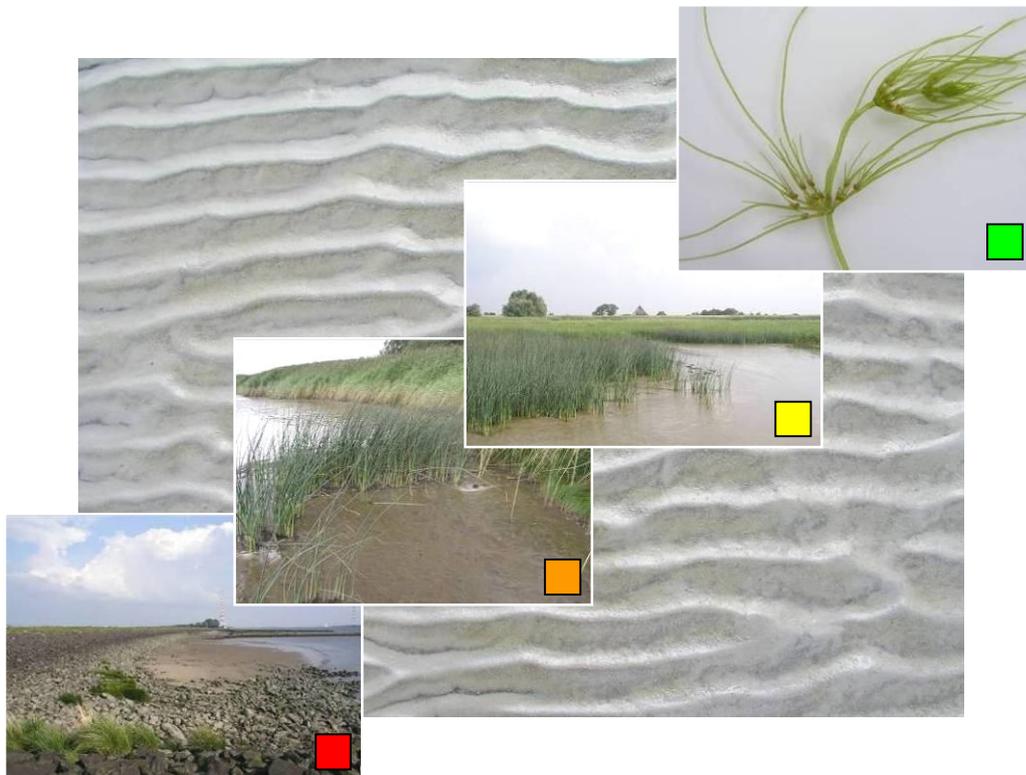


Verfahrensanleitung zur
Bewertung der Qualitätskomponente **M**akrophyten
in **T**idegewässern Nordwestdeutschlands
gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie
(BMT-Verfahren)



Hamburg, Mai 2011

Auftraggeber:
NLWKN, Betriebsstelle Stade

Auftragnehmerin:
Dipl.-Biol. Gabriele Stiller
Biologische Kartierungen und Gutachten, Hamburg

Verfahrensanleitung zur
Bewertung der Qualitätskomponente **M**akrophyten
in **T**idegewässern Nordwestdeutschlands
gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie

(BMT-Verfahren)

Auftraggeber:

NLWKN - Niedersächsischer Landesbetrieb
für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
- Betriebsstelle Stade -
Harsefelder Str. 2
21680 Stade

Auftragnehmerin:

Dipl.-Biol. Gabriele Stiller
Biologische Kartierungen und Gutachten
Jaguarstieg 6
22527 Hamburg

Tel.: (040) 40 18 80 95

Fax: (040) 40 18 80 96

e-Mail: Gabriele.Stiller@t-online.de

Hamburg, Mai 2011

Titelfotos

Beispiele für die ökologischen Zustandsklassen gemäß EG-WRRL aus dem Bearbeitungsgebiet Tideelbe; Foto links unten: schlechter Zustand, da nur Einzelpflanzen vorkommend; Fotos Mitte: unbefriedigender und mäßiger Zustand, da Zonierung der emersen Makrophyten unvollständig; Foto rechts oben: Fund von *Chara vulgaris* im Eulitoral auf der Elbinsel Neßsand im Rahmen des WRRL-Monitorings im Jahr 2006, letzter Nachweis dieser submersen Armleuchteralge für die Hamburger Tideelbe 1890 (!) - submerse Makrophyten besiedeln im Referenzzustand das Sublitoral der Tidegewässer.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung und Aufgabenstellung	1
2	Ausgangssituation und Anwendungsbereich	2
3	Definitionen und Begriffserläuterungen	4
4	BMT-Verfahren: <u>B</u>ewertung von <u>M</u>akrophyten in <u>T</u>idegewässern	5
4.1	Grundzüge des Bewertungsverfahrens	5
4.1.1	Allgemeines	5
4.1.2	Referenzbedingungen und Zusatzkriterien (Besiedlungsstruktur)	7
4.2	Vorbereitung und Durchführung der Geländearbeiten	13
4.2.1	Auswahl und Anzahl der Probestellen	13
4.2.2	Untersuchungszeitraum	14
4.2.3	Materialien und Geräte für Feld- und Laborarbeiten	15
4.2.4	Beprobung und Erfassung der Makrophytenbestände	16
4.2.5	Sicherheitshinweise	19
4.3	Durchführung der Bewertung	20
4.3.1	Eingabe der Geländedaten und Bewertung von Probestellen	20
4.3.2	Gesamtbewertung von Oberflächenwasserkörpern	24
4.3.3	Datenaufbereitung, Plausibilitätsprüfung und Berichtswesen	27
4.4	Tabellarische Kurzdarstellung des Bewertungsverfahrens	28
5	Hinweise zur Durchführung und auf fortführende Arbeiten	29
6	Literatur	31
6.1	Zitierte und ausgewertete Literatur	31
6.2	Empfohlene Bestimmungsliteratur und Rote Listen	34

Anhang

Liste potenzieller Arten der Tidegewässer	Tab. A1
Beispielhafte Ergebnisdarstellung	Tab. A2
Anleitung zur Excel-Bewertungsmatrix	Tab. A3
Kartierprotokoll	Vorlage

Digitale Dateien

Bericht	BMT-V_2011-V1-1
*Kartierprotokoll	BMT-KP_2011-V1-1
*Excel-Bewertungsmatrix	BMT-Tool_2011-V1-1

*) Zum Schutz vor versehentlichen Eingaben sind in diesen beiden Dateien nur die auszufüllenden Felder freigegeben, alle übrigen sind gesperrt. Der Blattschutz kann mit dem Passwort „BMT“ aufgehoben werden.

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Frühjahrs- (links) und Sommeraspekt (rechts) eines Süßwasser-Tide-Schilfröhrichts am Beispiel der Sumpf-Dotterblume (<i>Caltha palustris</i>)	14
Abb. 2:	Begehung der Wattflächen bei Niedrigwasser und Erhebung bzw. Dokumentation der emersen Makrophytenbestände in den Gewässertypen 22.2 und 22.3. Die vergilbten Halmbasen (links) und die massiven Schlicküberzüge (rechts) zeigen, dass die Vegetation regelmäßig überflutet wird.	16
Abb. 3:	Schematische Darstellung eines markierten 100 m langen, uferparallelen Kartierabschnitts bei Niedrigwasser im Gewässertyp T1 Übergangsgewässer. Die wasserseitigen Röhrichte siedeln ca. 1 m <MThw, sind also bei Hochwasser fast vollständig wasserbedeckt.	17
Abb. 4:	Formeln zur Berechnung des STI-Makrophyten in Tidegewässern (LUNG 2002, verändert)	22
Abb. 5:	Schematische Darstellung der Vorgehensweise zur Gesamtbewertung der Oberflächenwasserkörper anhand von Einzelstandortbewertungen für die Qualitätskomponente Makrophyten am Beispiel eines Oberflächenwasserkörpers (OWK1) und vier Probestellen (PS1 bis PS4)	25

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Tidebeeinflusste Gewässertypen bzw. -subtypen, deren Makrophytenvegetation mit dem vorliegenden Verfahren bewertet werden kann	3
Tab. 2:	Einschätzung der Beeinträchtigung der Vegetationsbestände im Hinblick auf die Zusatzkriterien zur Besiedlungsstruktur	11
Tab. 3:	Schätzsкала nach KOHLER (1978) mit Pflanzenmenge (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 2005) und Erklärungen (PALL & MAYERHOFER 2010)	18
Tab. 4:	Ökologische Kategorien für die Indikatorgruppe Makrophyten (LUNG 2002)	20
Tab. 5:	Schätzsкала nach KOHLER (1978) mit Pflanzenmenge und metrischen Quantitätsstufen zur Berechnung (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 2005)	21
Tab. 6:	Matrix zur Ermittlung der prozentualen Anteile der Quantitäten der ökologischen Kategorien (K_{DA} -Wert) (LUNG 2002, verändert)	21
Tab. 7:	Abstufung der Besiedlungsstruktur (Bs_{ges} -Faktor) im Eulitoral und Sublitoral (LUNG 2002, verändert)	21
Tab. 8:	Abstufung der Besiedlungsstruktur (Bs-Faktor) der emersen Makrophytenbestände im Eulitoral (LUNG 2002, verändert)	22
Tab. 9:	Klassifizierungsskala für die Zuordnung des STI_{MT} und des EQR (Ecological Quality Ratio) zu den ökologischen Zustands- bzw. Potenzialklassen	23
Tab.10:	Rechenbeispiel für die Gesamtbewertung eines Wasserkörpers gemäß Abbildung 5	25
Tab.11:	Kurzdarstellung des Verfahrens zur Bewertung von Makrophyten in Tidegewässern in Nordwestdeutschland gemäß EG-WRRL - BMT-Verfahren	28

1 Einleitung und Aufgabenstellung

Die Ende 2000 in Kraft getretene EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) erfordert eine umfassende biologische Bewertung der Gewässer, die sich an den naturraumtypischen Lebensgemeinschaften als Referenz orientiert. Auf der Grundlage der systematischen Erfassung verschiedener Organismengruppen, zu denen auch die Makrophyten zählen, erfolgt eine fünf-stufige ökologische Klassifizierung der Fließgewässer im Hinblick auf anthropogen bedingte Degradation.

Bei Nichterreichen des „guten“ ökologischen Zustands bzw. Potenzials (Klassifizierungsstufe = 2) sind Maßnahmen zur Verbesserung des Zustands bzw. Potenzials erforderlich, die je nach Umfang mit erheblichen Kosten verbunden sein können. Es ist daher von besonderer Bedeutung, eine möglichst hohe Zuverlässigkeit der Bewertungsergebnisse zu erzielen. Eine wesentliche Grundlage hierfür ist eine standardisierte Vorgehensweise bei der Erfassung und Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten.

Die Überprüfung der Anwendbarkeit von Bewertungsverfahren, die für die einzelnen biologischen Qualitätskomponenten aus dem Binnenbereich vorliegen, hatte gezeigt, dass diese Verfahren in den meisten Fällen nicht oder nur nach entsprechenden Anpassungen für tidebeeinflusste Gewässer geeignet sind. Insbesondere die Faktoren Tidenhub und periodische Strömungsumkehr mit kurzzeitigen Stauwasserphasen und die seewärts stark schwankenden Salzgehalte haben gravierende Auswirkungen auf die Ausprägung der Biozönosen der Tidegewässer. Sie unterscheiden sich somit deutlich von denen in tidefreien Flüssen und Strömen des Binnenlandes.

Im Gegensatz zu nicht tideoffenen Gewässern werden die Tidegewässer heute fast ausschließlich von unterhalb der mittleren Tidehochwasserlinie siedelnden emersen Makrophyten geprägt. Zur Bewertung dieser emersen Makrophyten gemäß WRRL wurde für die Tideelbe sowie für tideoffene Nebengewässer in den Marschen von Schleswig-Holstein auf der Basis des Standorttypieindex aus Mecklenburg-Vorpommern (LUNG 2002) ein entsprechendes Verfahren erarbeitet (STILLER 2005a, 2005b). Mit der Erprobung dieses Verfahrens in der Tideelbe wurden einige Modifikationen insbesondere hinsichtlich des Referenzzustandes und der Berücksichtigung submerser Makrophytenvorkommen vorgenommen (STILLER 2005c), die für die Nebengewässer bislang nicht durchgeführt bzw. dokumentiert wurden.

Das Verfahren wird u. a. im Zuge der Überblicksüberwachung gemäß WRRL im Tideelbestrom, in schleswig-holsteinischen und niedersächsischen Nebengewässern der Elbe, in der Eider sowie im Bereich der limnischen Weser und ihrer tideoffenen Nebenflüsse angewandt (STILLER 2008a, 2010a). Ferner wurde es als einer von mehreren Parametern bei der Bewertung der Übergangsgewässer von Weser und Ems erprobt (ARENS 2009).

Somit besteht einerseits der Bedarf der Übertragung der Modifikationen aus dem Tideelberaum auf die potenziell zu bearbeitenden Gewässer. Andererseits ist das Vorhandensein einer einheitlichen und Bearbeiter unabhängigen Verfahrensanleitung für das zukünftige Monitoring notwendig. Unter Berücksichtigung der seit der Erarbeitung und Erprobung gesammelten Erkenntnisse soll eine Verfahrensanleitung zur Bewertung der Qualitätskomponente Makrophyten in tideoffenen Fließgewässern einschließlich der Übergangsgewässer Nordwestdeutschlands gemäß WRRL erarbeitet werden.

2 Ausgangssituation und Anwendungsbereich

Das ursprünglich für die Tideelbe entwickelte Bewertungsverfahren war auf der Grundlage von Daten aus Untersuchungen zu Tidegewässern in Schleswig-Holstein entstanden (STILLER 2005a-c). Hierbei handelte es sich um das Übergangsgewässer der Eider und die Unterelbe-Nebenflüsse Pinnau, Krückau und Stör. Damit fand das Verfahren Anwendung auf die Gewässertypen Marsch- und Übergangsgewässer. Entscheidend waren hierbei jedoch nicht die Gewässertypen, sondern vielmehr der allen gemeinsame Tideeinfluss und im Falle der Eider und Unterelbe der Salzwassereinfluss, die hier zur Entwicklung der besonderen Vegetationsverhältnisse geführt haben.

Auch für die niedersächsischen Nebenflüsse der Unterelbe (u. a. Este, Lühe, Schwinge und Oste) bzw. Nebenarme der Tideelbe (Bützflether Süderelbe, Wischhafener Süderelbe u. a.) erwies sich das Verfahren zur Bewertung ausgewählter Probestellen als geeignet, da gute Übereinstimmungen der vorherrschenden Vegetationsbestände mit Pinnau, Krückau und Stör vorlagen (STILLER 2007a, 2009a).

Nachdem das Bewertungsverfahren somit zunächst ausschließlich für die Tideelbe und deren Nebengewässer eingesetzt worden war, sollte die Eignung des Verfahrens für den Unterweserraum geprüft werden. Hierzu wurden in den Jahren 2008 und 2009 der limnische Abschnitt der Weser von Bremen bis Brake einschließlich der Nebenarme sowie niedersächsische (Ochtum, Hunte) und Bremer (Wümme, Lesum, Geeste) Nebengewässer der Weser untersucht und bewertet (STILLER 2008a, 2010a).

Aufgrund der großen Ähnlichkeiten der Vegetationsbestände in den bearbeiteten Tidegewässern sowohl im beschriebenen Referenzzustand als auch im Hinblick auf die heutigen Degradationserscheinungen, ergab die Erprobung des Verfahrens auch hier sowohl für die Bewertung einzelner Probestellen als auch für die zwischenzeitlich entwickelte Methode zur Gesamtbewertung der Oberflächenwasserkörper (STILLER 2007b) für die untersuchten Gewässer nachvollziehbare und eindeutige Ergebnisse.

Schließlich wurde das „Tideelbe-Verfahren“ in den Übergangsgewässern von Weser und Ems erprobt und außer im polyhalinen Abschnitt als zusätzlicher Parameter auch in die Bewertung dieser Oberflächenwasserkörper einbezogen (ARENS 2009).

Damit fand das Verfahren Anwendung in allen vier großen Ästuaren Eider, Elbe, Weser und Ems sowie einem großen Teil der Nebenflüsse bzw. Nebenarme dieser Gewässer und zeigte sich durchweg zu deren Bewertung als geeignet.

Für die zu erarbeitende Verfahrensanleitung wurden die seit der Entwicklung und Erprobung durchgeführten, zuvor genannten Untersuchungen gesichtet und die hieraus resultierenden Änderungen und Anpassungen zusammengeführt.

Hiernach ist das vorliegende Bewertungsverfahren anwendbar für alle tidebeeinflussten Fließgewässer Nordwestdeutschlands. Je nach Ausmaß der Degradation weisen die infrage kommenden Gewässer heute einen unterschiedlich starken Tidenhub (>> 1 m) auf und werden fast ausschließlich durch emerse Makrophytenbestände geprägt, während gemäß Leitbild auch submerse Vegetationsbestände typisch waren (vgl. Kap. 4.1).

Wesentliches Kriterium ist, dass die Gewässer und damit die Vegetationsbestände einem regelmäßigen Tideeinfluss unterliegen. Der Tideeinfluss führt zu starken Wasserstands-

schwankungen, zu zeitweilig hohen Fließgeschwindigkeiten im Wechsel mit Stauwasserphasen, zu regelmäßiger Strömungsumkehr und meist zu einer starken Wassertrübung. Natürlicherweise nimmt der Tideeinfluss landeinwärts ab und bildet einen dynamischen Gradienten aus. Das Sediment der Tidegewässer wird von Schlick- und/oder Sandböden bzw. -watten gebildet. In der Regel sind die Gewässer sehr breit ($>> 10$ m).

Sofern sie in die Nordsee münden, wie dies bei Eider, Elbe, Weser und Ems der Fall ist, ist die Salinität entsprechend dem Tideeinfluss vor allem in den Unterläufen erhöht. Dies gilt auch für hier einmündende Nebengewässer, während stromaufwärts einmündende Gewässer ausschließlich limnische Verhältnisse aufweisen.

In der folgenden Tabelle 1 sind die Gewässertypen bzw. -subtypen dargestellt, für die das vorliegende Verfahren anwendbar ist. Für Marschgewässer mit einem Tidenhub von bis zu 1 m und/oder unregelmäßigen Wasserstandsschwankungen, die folglich keine größeren und regelmäßig trocken fallenden Uferbereiche aufweisen, ist zu prüfen, ob eine Bewertung mit dem für nicht tideoffene Marschgewässer vorliegenden Verfahren, dem sog. BEMA-Verfahren, möglich ist (BRUX et al. 2009, STILLER 2010a).

Tab. 1: Tidebeeinflusste Gewässertypen bzw. -subtypen, deren Makrophytenvegetation mit dem vorliegenden Verfahren bewertet werden kann - *) vgl. Kap. 4.1.2

LAWA-FG-Typ		Charakteristik	Referenz-zustand *)	Beispiele
Salzgehalt < 0,5 ‰				
FG-Typ 20 Subtyp: Tideelbe	sandgeprägter Strom des Tieflandes	Tidenhub > 2 m EZG > 10.000 km ²	I (b₁+b₂)	nur Elbe (Geesthacht bis unterhalb von Hamburg)
FG-Typ 22.1	Gewässer der Marschen	Tidenhub < 2 m; EZG < 100 km ²		Delme
FG-Typ 22.2 Subtyp: <u>ohne</u> Mündung	Flüsse der Marschen	Tidenhub 2 bis > 3 m; EZG 100-10.000 km ²		Pinnau, Krückau, Stör, Este, Lühe, Schwinge, Oste, Lesum, Wümme, Geeste, Ochtum, Hunte; Ems (Herbrum bis Leerort)
FG-Typ 22.2 Subtyp: Mündungsbereich			II (a₁+a₂+b₁+b₂ u/o d)	wie vor, jedoch nur Mündungsbereiche ¹⁾
FG-Typ 22.3	Ströme der Marschen	Tidenhub > 3 m; EZG > 10.000 km ²		Elbe (unterhalb von Hamburg bis Stade); Weser (Bremen bis Brake)
Salzgehalt > 0,5 ‰				
T1 + T2 Subtyp: oligohalin	Übergangsgewässer	Tidenhub 2 bis > 3 m EZG > 10.000 km ²	II (a₁+a₂+b₁+b₂ u/o d)	T1: Elbe, Weser, Ems T2: Eider
T1 + T2 Subtyp: mesohalin			II (c u/o d)	
T1 + T2 Subtyp: polyhalin			IV (e)	

¹⁾ Gemeint ist der Abschnitt eines Gewässers, der ähnliche Standortbedingungen hinsichtlich der Breite der Wattflächen aufweist, wie das Hauptgewässer in das es einmündet. Die Länge des jeweiligen Mündungsbereichs ist gewässerspezifisch; vgl. auch Ausführungen S. 9 unten.

3 Definitionen und Begriffserklärungen

Die obere, d. h. landseitige Vegetationsgrenze für die Erfassung von Makrophyten in Fließgewässern und Seen des Binnenlandes bildet die Linie des mittleren Wasserstandes (Untersuchungsraum). Pflanzen, die unterhalb dieser Linie wachsen bzw. wurzeln gehören zur Gewässerflora (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 2004). Für die tidebeeinflussten Gewässer entspricht diese mittlere Wasserlinie der mittleren Tidehochwasser-Linie (MThw-Linie; ARGE ELBE 2001, RAABE 1982). Bereiche unterhalb der mittleren Tidehochwasser-Linie sind ständig (= Sublitoral) oder zweimal täglich (= Eulitoral) von Wasser bedeckt. Definitionsgemäß wird damit der Untersuchungsraum für die Qualitätskomponente Makrophyten in den Tidegewässern landseitig durch die MThw-Linie begrenzt.

Zu den Makrophyten gehören makroskopisch sichtbare Armelechteralgen (*Characeae*), Moose (*Bryophyta*) und Gefäßpflanzen (*Pteridophyta* und *Spermatophyta*), die untergetaucht wachsen oder ganzjährig bei mittlerem Wasserstand bzw. mittlerem Tidehochwasser im Gewässer wurzeln. Die völlig oder fast vollständig untergetaucht lebenden, submersen Pflanzen bilden die Gruppe der echten Wasserpflanzen oder Hydrophyten. Im Gegensatz dazu stehen die Sumpfpflanzen oder Helophyten, die lediglich mit ihren Wurzeln und untersten Sprossteilen im Wasser stehen und somit aus dem Wasser herausragen, die sog. emersen Makrophyten.

Außer den Helophyten kommen in den Tidegewässern unterhalb der mittleren Tidehochwasser-Linie regelmäßig Pflanzen vor, die im Gewässer selbst nicht längere Zeit überleben können. Hierunter finden sich zum einen Wechselfeuchte-, Wechsellnässe- oder Überschwemmungszeiger und zum anderen Arten, die keiner dieser Gruppen angehören und nach ELLENBERG et al. (2001) eine Feuchtezahl von <9 aufweisen. Diese z. T. für feuchte bzw. nasse Standorte an sich untypischen Arten bilden aufgrund der besonderen Standortbedingungen charakteristische Bestandteile der Tideröhrichte und werden daher zu den Makrophyten gestellt.

Im Gegensatz zu binnenländischen Fließgewässern und Seen spielen submersen Wasserpflanzen in tidebeeinflussten Flussunterläufen besonders heute aufgrund der starken anthropogenen Belastungen, die die Gewässer erfahren haben, eine untergeordnete Rolle. Hier sind emerse Röhricht- bzw. Makrophytenbestände aspektbildend. Dies gilt auch für große Teile der durch Salzwassereinfluss gekennzeichneten Übergangsgewässern. Hier kommen jedoch mit zunehmendem Salzgehalt im Wasserwechselbereich typische Salzpflanzengesellschaften hinzu. Gemäß WRRL werden die in den Übergangsgewässern siedelnden Gefäßpflanzen (Röhrichte und Salzpflanzengesellschaften) als Angiospermen zusammengefasst.

- **Sofern im Folgenden der Begriff „Makrophyten“ verwendet wird, sind hiermit für die Übergangsgewässer die Angiospermen eingeschlossen, es sei denn, es wird ausdrücklich anderes beschrieben.**

4 BMT-Verfahren: Bewertung von Makrophyten in Tidegewässern

Bei dem vorliegenden Verfahren handelt es sich um eine halbquantitative Untersuchung des Eulitorals und ggf. des Sublitorals der Tidegewässer zur Erfassung der dort siedelnden emersen und submersen Makrophyten. Dabei beruhen die Untersuchungen auf der Bestimmung der Taxa (Artenzusammensetzung), der Schätzung der Pflanzenmenge (Abundanz) sowie der Erfassung von Daten zur Besiedlungsstruktur (räumliche Verteilung und Ausdehnung, Vegetationszonierung und Vitalität) innerhalb einer definierten Fläche und zu bestimmten Zeitpunkten. Die erhobenen Daten dienen der Bewertung des ökologischen Zustands bzw. des ökologischen Potenzials der untersuchten Gewässerabschnitte anhand des für die Tidegewässer modifizierten Standorttypieindex-Makrophyten.

Die genaue Vorgehensweise bei der Entwicklung des Bewertungsverfahrens sowie sämtliche über die Verfahrensanleitung hinausgehende Informationen finden sich in STILLER 2005a-c. Der Vollständigkeit halber sind im Kapitel 4.3 „Bewertung“ bzw. im Anhang dieser Verfahrensanleitung die der Herleitung und Bewertung zugrunde liegenden Formeln und Tabellen aus dem Bewertungsverfahren aufgeführt.

4.1 Grundzüge des Bewertungsverfahrens

4.1.1 Allgemeines

Das Verfahren zur Bewertung der Makrophyten in den Tidegewässern entstand durch Anpassung des zur Bewertung von Makrophyten in Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns konzipierten „Standorttypieindex-Makrophyten“ (BIOTA 1995-2001, LUNG 2002).

Der Standorttypieindex-Makrophyten (STI_M) orientiert sich am naturraumspezifischen Verhältnis von stenotopen und eurytopen Arten. Grundlage des Verfahrens ist die Berücksichtigung des unter naturnahen Verhältnissen vorhandenen Artenspektrums, welches als Messlatte für die Bewertung definiert wird. Basierend auf der Zuordnung der Arten zu ökologischen Kategorien liegt dem Verfahren die leitbildbezogene Ausprägung von bewertungsrelevanten Teilen der Phytozönose zugrunde, wodurch es den Anforderungen der WRRL gerecht wird. Dabei wird neben der Artenzusammensetzung und Abundanz auch die räumliche Verteilung der Pflanzen im Gewässer, die sog. Besiedlungsstruktur, berücksichtigt und im Vergleich zu einer gewässertypspezifischen Referenz beurteilt wird.

- Aufgrund der Modifikationen, die einzelne Parameter des STI_M zur Bewertung der Makrophyten in den Tidegewässern erfahren haben, wird der STI_M nachfolgend umbenannt in den Standorttypieindex-Makrophyten in Tidegewässern (STI_{MT}).

Die potentiell in den Tidegewässern vorkommenden Arten wurden in die vier ökologischen Kategorien gemäß STI_{MT} eingestuft. Eurytopen sowie standortfremde Arten wurden der Kategorie 1 zugeschlagen, während stenotope und/oder endemische Arten in die Kategorie 4 eingestuft wurden. Die Kategorien 2 und 3 vermitteln zwischen diesen Extremen.

In die Berechnung des STI_{MT} geht neben den prozentualen Quantitäten der ökologischen Kategorien, die mit einer Indikationsgewichtung versehen und im Sinne des gewichteten Mittelwertes verrechnet werden (ausgedrückt als K_{DA} -Wert), auch die Besiedlungsstruktur als Faktor mit ein. Dabei setzt sich die Ausprägung der Besiedlungsstruktur für die emer-

sen Makrophyten der Tidegewässer aus den drei Zusatzkriterien Ausdehnung, Vegetationszonierung und Vitalität zusammen und wird anhand einer drei-stufigen Skala im Vergleich zu den Referenzbedingungen bewertet (3 Punkte: keine bis geringe, 2 Punkte: mäßige, 1 Punkt: starke Abweichung vom Referenzzustand). Die errechneten Punkte werden vier verschiedenen Faktoren zugeordnet (Bs-Faktor: 1; 0,75; 0,5 bzw. 0,25).

Der STI_{MT} war ursprünglich für die Bewertung der Tideelbe unter der Prämisse der vorläufigen Einstufung als „erheblich veränderter“ Wasserkörper (HMWB) entwickelt worden. Daher wurde zunächst als Referenzzustand das „höchste ökologische Potenzial“ definiert. Nach dem HMWB-Leitfaden der CIS-Arbeitsgruppe 2.2 (2002) leitet sich das Umweltziel, das „gute ökologische Potenzial“, durch geringfügige Abweichungen hiervon ab. Die Herleitung des „guten ökologischen Potenzials“ folgt damit nicht dem maßnahmenorientierten oder sog. Prager Ansatz (ECOSTAT 2006), sondern folgt dem ursprünglichen biozönotischen Ansatz der WRRL.

Als „höchstes ökologisches Potenzial“ (HÖP) wurden emerse Makrophytenbestände definiert, die je nach Gewässertyp, -größe und vorherrschenden Salinitätsverhältnissen eine entsprechende Artenzusammensetzung, Ausdehnung, Zonierung und Vitalität aufweisen. Im Falle der Bewertung als „erheblich verändertes“ Gewässer erfolgt die Beurteilung der Besiedlungsstruktur somit allein auf die emersen Makrophytenbestände bezogen.

Das hier definierte HÖP entstand auf der Grundlage von aktuellen Daten sowie unter Berücksichtigung vorhandener Nutzungen für die größeren Tidegewässer. Da die Festlegung des HÖP einzelfallbezogen unter Berücksichtigung des jeweiligen Sanierungspotenzials erfolgen soll, muss das hier definierte HÖP im Einzelfall beispielsweise für kleine Tidegewässer entsprechend angepasst werden.

Trotz der derzeitigen Einstufung der Tideelbe sowie anderer Tidegewässer als HMWB sollte jedoch auch eine Bewertung der Makrophyten mit der Maßgabe des „sehr guten ökologischen Zustands“, für den Fall einer Einstufung als natürliche Tidegewässer, möglich sein.

Bei der Bewertung als „natürliche“ Gewässer wird der „sehr gute ökologische Zustand“ mit submersen und emersen Makrophytenvorkommen, die im Referenzzustand sowohl das Sublitoral als auch das Eulitoral besiedeln, berücksichtigt. Im Falle des Fehlens von submersen Makrophyten im Sublitoral erfährt der STI_{MT} eine Abstufung über einen zusätzlichen Faktor (Bs_{ges} -Faktor: von 1,0 auf 0,75). Danach wird die Besiedlungsstruktur der vorkommenden emersen Makrophyten (Bs-Faktor) wie zuvor beschrieben beurteilt.

Der „gute ökologische Zustand“ kann zwar beim Fehlen submerser Makrophyten erreicht werden, allerdings nur wenn die emersen Makrophytenbestände optimal ausgebildet sind. Umgekehrt kann das Vorkommen submerser Pflanzen eine suboptimale Ausbildung emerser Makrophyten aufwiegen. Ein Beispiel hierfür ist der tidebeeinflusste Unterlauf der Wümme, wo im Zuge aktueller Untersuchungen submerse und emerse Makrophytenbestände nachgewiesen werden konnten (STILLER 2010a), die dem Referenzzustand für natürliche Tidegewässer nahe kommen.

Die eigentliche Bewertung der untersuchten Gewässerabschnitte erfolgt schließlich durch Zuordnung der berechneten STI_{MT} -Werte zu einer fünf-stufigen Klassifizierungsskala ge-

mäß WRRL. Da je nach Umweltziel unterschiedliche Referenzzönosen als Bezugspunkte dienen, wird die Skala sowohl für die Bewertung des ökologischen Zustands als auch des Potenzials eingesetzt. Das BMT-Verfahren ermöglicht somit eine Bewertung des ökologischen Zustands und des Potenzials der Makrophytenbestände in Tidegewässern. Im Hinblick auf die gemäß WRRL notwendige Vergleichbarkeit der Ergebnisse ist die Bewertungsskala auch an den sog. EQR (Ecological Quality Ratio, STILLER 2008b) angepasst.

4.1.2 Referenzbedingungen und Zusatzkriterien (Besiedlungsstruktur)

Im Vergleich zu anderen Bewertungsverfahren, die ausschließlich Artenzusammensetzung und Abundanz berücksichtigen, geht beim STI_{MT} - wie beschrieben - die räumliche Verteilung der Makrophyten im Gewässer in die Bewertung ein, und zwar als Faktor zur Besiedlungsstruktur. Grundlage für die Ermittlung dieses Faktors bildet die Abweichung vom potenziell natürlichen Zustand. Als Entscheidungskriterium für den Umfang der Abweichung wurden daher die gewässertypspezifischen Referenzzustände formuliert.

Während sich die Besiedlungsstruktur im Sublitoral einfach anhand des Vorkommens oder Fehlens submerser Makrophyten ergibt, sind zur Beurteilung der Besiedlungsstruktur im Eulitoral detaillierte Kenntnisse der potenziellen Vegetationsbestände notwendig. Die Tidedynamik als prägender Faktor der Tidegewässer führt zu einer Gliederung der Vegetation quer zur Hauptachse. Die Pflanzengesellschaften ordnen sich entlang der Ufer in Abhängigkeit von ihrer Überflutungstoleranz sowie ihrer Toleranz gegenüber mechanischer Beanspruchung als parallele Gürtel an, wodurch sich die charakteristische Zonierung ergibt. Der im Verlauf der Ästuarie zunehmende Salzgehalt bedingt ferner eine Längsgliederung. Durch die Überlagerung dieser Faktoren mit der jeweiligen Ufermorphologie haben sich typische Vegetationsbestände entwickelt, die nachfolgend als Grundlage für die Beurteilung der Besiedlungsstruktur der emersen Makrophytenbestände beschrieben werden (STILLER 2005a-b). Sofern die Vegetationsbestände bekannt sind, kann auf Seite 9 Mitte weiter gelesen werden.

Die typische Vegetationsabfolge im **Süßwasser-Bereich** der Tidegewässer unterhalb von MThw im Eulitoral besteht je nach Gewässergröße aus zwei bis vier Vegetationszonen, die sich parallel zum Ufer anordnen. Dabei bilden die Charakterarten des Strandsimsen-Röhrichts (*Scirpetum maritimi*) die beiden unteren Zonen (a_1+a_2). Hieran schließen sich uferwärts zwei Zonen (b_1+b_2) der Teich- bzw. Tideröhrichte (*Scirpo-Phragmitetum*) einschließlich eines Hochstaudensaums an.

(a) Das **Strandsimsen-Röhricht (*Scirpetum maritimi*)** wird oft als Brackwasser-Röhricht bezeichnet. Zwar liegt das Optimum der Gesellschaft im Brackwasser, sie bildet aber auch im Süßwasser ausgedehnte Bestände. Die Tidebewegung des Wasserspiegels gehört in den Ästuaren zu seinen erhaltenden Standortbedingungen, ohne die das Strandsimsen-Röhricht dem Schilf (*Phragmites australis*) unterlegen wäre. Die Strandsimse bzw. das Strandsimsen-Röhricht allein gibt somit keine unmittelbaren Hinweise auf die Salinitätsverhältnisse. Erst das Ausbleiben bzw. der Rückgang von begleitenden Süßwasserarten und das gleichzeitige Aufkommen von Salzpflanzen deuten auf Brackwasserbedingungen hin. Die Gesellschaft besiedelt Schlick- und Sandufer.

(a₁) Dominanz von Teichsimsen (*Schoenoplectus* spp.)

Der Bewuchs beginnt ab 1,5 m unter MThw (gelegentlich ab 2,0 m) mit lockeren, wenige qm großen, oft im Watt allein stehenden Beständen von *Schoenoplectus triqueter*, *Schoenoplectus x carinatus*, *Schoenoplectus pungens* sowie *Schoenoplectus tabernaemontani*, von denen die zuletzt genannte Salz-Teichsimse oft vorherrschend ist (Initialphase). Nach oben hin verdichten sich die Bestände und die Strandsimse (*Bolboschoenus maritimus*) tritt als weitere

Kennart hinzu (Randphase). Als einzige Begleitarten kommen *Alisma plantago-aquatica* bzw. an sehr ruhigen, schlickigen Ufern *Sagittaria sagittifolia*, das hier bis 2,0 m < MThw siedelt, vor.

(a₂) Dominanz der Strandsimse (*Bolboschoenus maritimus*)

Im Schutz der *Schoenoplectus*-Bestände schließt sich ab 1,0 m unter MThw die obere Zone des Strandsimsen-Röhrichts an. Die Optimalphase ist durch üppige oftmals Reinbestände der Strandsimse charakterisiert. Nur gelegentlich treten *Callitriche stagnalis* und/oder *Persicaria hydropiper* auf. Ab ca. 0,7 m unter MThw dringen in die *Bolboschoenus*-Bestände die Arten des sich landseitig als Folgegesellschaft anschließenden Süßwasser-Tide-Schilfröhrichts (s. u.) ein und leiten die Degeneration des Strandsimsen-Röhrichts ein.

- (b)** Das **Süßwasser-Tide-Schilfröhricht (*Scirpo-Phragmitetum calthetosum*)** sowie die übrigen Vertreter der Teichröhrichte (*Scirpo-Phragmitetum*) sind an ruhiges Wasser gebunden und siedeln daher uferwärts im Schutz der zuvor beschriebenen Zonen.

(b₁) Dominanz von Schilf (*Phragmites australis*)

Oberhalb der Strandsimse schließt sich ab 0,5 m unter MThw ein geschlossener Schilf-Gürtel an. Infolge der starken Beschattung ist die Artenzahl der Bestände im Sommer gering. Im Frühjahr nutzen dagegen niedrige Pflanzen das Lichtangebot - allen voran Scharbockskraut (*Ranunculus ficaria* ssp. *bulbilifer*) und Sumpf-Dotterblume (*Caltha palustris*), die den für die Tideröhrichte charakteristischen gelb blühenden Frühjahrsaspekt bilden. Im Lauf der Vegetationsperiode vegetieren diese dahin, so dass die Bestände schließlich durch Artenarmut gekennzeichnet sind. Da das Vorhandensein der Begleitarten für die Qualität der Bestände spricht, muss dieser „saisonale Rhythmus“ durch eine zusätzliche Geländebegehung in dieser Zeit berücksichtigt werden (vgl. Kap. 4.2.2).

Mit zunehmender Geländehöhe finden sich charakteristische Begleiter ein, die die Eigenart des Süßwasser-Tideröhrichts ausmachen. Stete Arten sind *Alisma plantago-aquatica*, *Callitriche platycarpa*, *C. stagnalis*, *Lythrum salicaria*, *Nasturtium officinale*, *Persicaria hydropiper* und *Rumex crispus*. Regelmäßig gesellen sich außerdem hinzu *Veronica anagallis-aquatica*, *Veronica catenata* sowie *Agrostis stolonifera*. Als Besonderheiten treten in der Tideelbe und deren Nebengewässern die Elbendemiten Wibel-Schmiele (*Deschampsia wibeliana*) und Schierlings-Wasserfenchel (*Oenanthe conioides*) auf.

Das Schilfröhricht findet sich sowohl auf Schlick- als auch auf Sandböden. Zwischen Schilf- und Strandsimsen-Röhricht schiebt sich vor allem auf schlickigem Untergrund ab einer Höhe von 1,0 m bis 0,3 m unter MThw wasserseitig ein Gürtel des Schmalblättrigen Rohrkolbens (*Typha angustifolia*). Im Unterwuchs findet sich *Callitriche stagnalis*. Im Übrigen sind die dichten, hohen Bestände artenarm und werden landseitig von den konkurrenzkräftigen Schilf-Beständen abgelöst. An besonders geschützten und/oder strömungsberuhigten Ufern, wie z. B. den Nebenarmen von Elbe und Weser, können die Arten des *Scirpo-Phragmitetum* bis in über 1,0 m Tiefe hinabsteigen und die untere Vegetationsgrenze bilden, ohne dass der wasserseitige Vegetationssaum Beeinträchtigungen zeigt.

(b₂) Röhrichtarten des *Scirpo-Phragmitetum* einschließlich Hochstauden

Der obere *Phragmites*-Gürtel wird an zahlreichen Stellen aufgelockert durch geschlossene Siedlungen der niedriger bleibenden Röhrichtarten Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) oder Wasserschwaden (*Glyceria maxima*). Seltener tritt Breitblättriger Rohrkolben (*Typha latifolia*) auf. Ihre Besiedlung beginnt bei 0,3-0,1 m unter MThw, wobei Wasserschwaden und Breitblättriger Rohrkolben staunasse Schlick-Standorte bevorzugen. Das Rohrglanzgras zeigt dagegen keine Substratpräferenz. Im Unterwuchs sind die Bestände durch die gleichen Pflanzen gekennzeichnet, wie das Schilfröhricht. Hinzu kommen Hochstauden, wie *Angelica archangelica*, *Epilobium hirsutum* oder *Filipendula ulmaria*. Sofern es die angrenzende Nutzung erlaubt, setzen sich die in der Wasserwechselzone siedelnden Röhrichte auch oberhalb von MThw fort. Der Übergang von Makrophyten- zu Ufervegetation ist dann an der weiteren Zunahme der Hochstauden auszumachen (z. B. *Anthriscus sylvestris*, *Calystegia sepium*, *Rumex obtusifolius*). Diese lösen schließlich die Röhrichte ab und markieren das Erreichen der MThw-Linie.

- c)** Im **Brackwasser-Bereich** der Ästuarie wird die untere Zone des Strandsimsen-Röhrichts allein von der Salz-Teichsimse (*Schoenoplectus tabernaemontani*) gebildet, während die übrigen Teichsimsen bis auf vereinzelte Vorkommen von *Schoenoplectus x carinatus* allmählich

ausfallen. Die Bestände erreichen eine geringere Wuchshöhe und die untere Vegetationsgrenze verschiebt sich nach oben, so dass der Bewuchs erst bei 1,0 m unter MThw beginnt. Der hieran anschließende Strandsimsen-Gürtel (*Bolboschoenus maritimus*) ist durch das regelmäßige Auftreten der Strand-Aster (*Aster tripolium*), die zu den **Salzpflanzen** (Halophyten) gehört, gekennzeichnet. Mit ansteigender Geländehöhe finden sich wenig unterhalb von MThw vor allem das Weiße Straußgras (*Agrostis stolonifera*) sowie Salzpflanzen aus den Gesellschaften des Supralitorals ein (*Cochlearia anglica*, *Glaux maritima*, *Puccinellia maritima* u. a.) ein. In dieser Ausprägung können die Bestände als **Brackwasser-Röhricht** bezeichnet werden.

Diese Zonierung trifft für die Röhrichte zu, wo Schilf aufgrund des hohen Salzgehaltes keine geschlossenen Bestände mehr bilden kann, da es im Gegensatz zur Strandsimse, die bis zu 15 ‰ erträgt, lediglich einen Salzgehalt von 6 ‰ toleriert. Ansonsten siedelt oberhalb des Strandsimsen-Gürtels ähnlich wie im Süßwasser ein Schilfbestand, wobei der Beginn seiner Besiedlung uferwärts zur MThw-Linie hin verschoben ist. Die Bestände sind durch die gleichen Salzpflanzen wie das Strandsimsen-Röhricht gekennzeichnet und unterscheiden sich hierdurch als **Brackwasser-Schilfröhricht** (*Scirpo-Phragmitetum*) vom Süßwasser-Tide-Schilfröhricht. Nahe der MThw-Linie treten Siedlungen des Rohrglanzgrases auf. Je nach Höhe der Salinität finden sich Arten der Hochstauden-Fluren (*Filipendulion*, *Calystegion*) oder Salzwiesen- (*Asteretea tripolii*) und Flutrasen-Gesellschaften (*Agrostietea stoloniferae*) ein.

- d) Die **Gesellschaft der Einspelzigen Sumpfsimse** (*Eleocharetum uniglumis*) bildet an wellenschlagexponierten Prallhängen der tidebeeinflussten Unterläufe eine natürliche Gesellschaft. In der Initialphase findet sie sich an mäßig exponierten Ufern ab 1,5 m unterhalb von MThw zusätzlich zu den Arten des Strandsimsen-Röhrichts ein. Reinbestände mit 100 % Deckung bildet die Sumpfsimse an Standorten mit extremer Belastung, an denen das *Scirpetum maritimi* völlig ausfällt.
- e) Als natürliche Dauer-Initialgesellschaft der Meeresküsten besiedeln **Queller-Fluren** (*Salicornietum strictae*) die von Salzwasser überfluteten Wattflächen von MThw bis ca. 0,4 m unterhalb. Die untere locker bewachsene Zone ist meist einartig und wird von Schlickwatt-Queller (*Salicornia stricta*) gebildet. In der oberen Zone verdichtet sich der Bestand und wird artenreicher. Hier gesellen sich Strand-Aster (*Aster tripolium*), *Puccinellia maritima*, *Suaeda maritima*, *Spergularia* spp. sowie *Salicornia europaea* ssp. *europaea* hinzu, deren Vorherrschaft die MThw-Linie anzeigt. Verbreitung und Vorkommen der Queller-Fluren sind u. a. aufgrund der Einjährigkeit der Arten von Jahr zu Jahr verschieden. Hinzu kommt, dass der Queller starke Konkurrenz durch das **Schlickgras** (*Spartina anglica*) erfährt, das an der Nordseeküste im Zuge der Landgewinnung Anfang 1900 eingebracht und angepflanzt wurde. Das Schlickgras gehört ebenfalls zu den obligaten Halophyten, siedelt in der gleichen Höhe bezogen auf MThw und ist dem Queller als ausdauernde Art überlegen, so dass es sich vielfach auf potenziellen Standorten der natürlichen Queller-Fluren der Küste ausbreitet.

Die zuvor beschriebenen Vegetationstypen finden sich potenziell nicht an allen Abschnitten der Tidegewässer. Ihre Verbreitung innerhalb der Gewässer ist jedoch für die Bewertung entscheidend, da diese für aktuelle Vegetationsbestände durch Vergleich mit der für den Standort definierten Referenz erfolgt. Gründe für den Wandel der Vegetation sind in erster Linie die Gewässergröße und der Salzwassereinfluss.

In den großen Ästuaren Eider, Elbe, Weser und Ems vollzieht sich ein Wandel der Vegetation von den Süßwasser-Tide-Röhrichten über die Brackwasser-Röhrichte hin zu den Salzpflanzengesellschaften. Im Mündungsbereich der Nebenflüsse können Zonen ähnlicher Lebensraumbedingungen mit weitgehend identischem Arteninventar wie im Hauptgewässer aufeinander treffen, sofern die Standortbedingungen dies zulassen (SCHOLLE & SCHUCHARDT 1996). Dies trifft auf die Mündungen vieler Nebenflüsse von Elbe, Weser und Ems zu. Aufgrund der engen Beziehung zu ihren Hauptgewässern wurden für die Mündungsbereiche der Nebenflüsse auch die Vegetationstypen des *Scirpetum maritimi* und des *Scirpo-Phragmitetum* (vier Zonen) als Referenzzustand festgelegt.

Bedingt durch die abnehmende Gewässergröße und die schmaler werdenden Flusswattflächen sind diese Vegetationsverhältnisse der Mündungsbereiche jedoch nicht auf die flussaufwärts anschließenden Gewässerabschnitte übertragbar. Daher werden für diese Gewässerabschnitte nur die Vegetationszonen des *Scirpo-Phragmitetum* (zwei Zonen) als Referenzzustand definiert.

- **Die Grenzziehung zwischen diesen beiden Zuständen ist jeweils gewässerspezifisch anhand der Größe und Standortbedingungen im Vorfeld der Geländeuntersuchungen vorzunehmen.**

Auf der Grundlage der vorangegangenen Ausführungen wurden als Bezugspunkt für die Bewertung die folgenden gewässerspezifischen Referenzzustände I bis IV für die jeweiligen Gewässer und Gewässerabschnitte formuliert (vgl. auch Tab. 1, Kap. 2):

(I) Typ 20 (Subtyp Tideelbe); Typ 22.1; 22.2 ohne Mündungsbereich

Die Makrophytenbestände werden allein von den vorherrschenden Röhrichtarten des *Scirpo-Phragmitetum* einschließlich der Hochstauden aufgebaut (zwei Zonen: b_1+b_2). Vertreter der Schlammufer-Fluren (*Bidention* und *Chenopodion*) finden sich kleinflächig im Röhricht oder können diesem als eigene Vegetationszonen vorgelagert sein.

(II) Mündungsbereich von Typ 22.2; Typ 22.3; oligohaliner Bereich von T1 und T2

Den Hochstauden-Fluren und Beständen des *Scirpo-Phragmitetum* sind wasserseitig die Vegetationsgürtel des *Scirpetum maritimi* vorgelagert, so dass die idealtypische Ausprägung aus vier Zonen ($a_1+a_2+b_1+b_2$) besteht. Bei den Begleitarten handelt es sich um Arten des Süßwassers. Das *Eleocharetum uniglumis* (d) stellt eine Sonderform an stark exponierten Standorten der Tidegewässer dar, ebenso wie das alleinige Vorkommen des *Scirpo-Phragmitetum* (hier: *Phragmites australis* oder *Typha angustifolia*) in geschützten Uferbereichen.

(III) mesohaliner Bereich von T1 und T2

Wie im Süßwasser-Bereich sind den Hochstauden-Fluren und Beständen des *Scirpo-Phragmitetum* wasserseitig die Vegetationsgürtel des *Scirpetum maritimi* vorgelagert, so dass die idealtypische Ausprägung aus vier Zonen (c) besteht. Die Begleitarten rekrutieren sich hier jedoch aus der Gruppe der Salzpflanzen. Mit zunehmendem Salzgehalt tritt das *Scirpo-Phragmitetum* zurück. Seinen Platz nimmt das *Scirpetum maritimi* ein. Das *Eleocharetum uniglumis* (d) stellt eine Sonderform an stark exponierten Standorten dar, wo es die zuvor genannten Gesellschaften ersetzt.

(IV) polyhaliner Bereich von T1 und T2

Dieser Abschnitt wird allein von der Gesellschaft des Quellers (*Salicornietum strictae*) einschließlich der Schlickgras-Bestände (*Spartina anglica*) beherrscht (Vegetationstyp: e).

Anthropogene Einflüsse haben dazu geführt, dass in den Tidegewässern heute fast nur emerse Makrophytenbestände vorherrschen, die jedoch aufgrund von Beeinträchtigungen unterschiedlich stark von den beschriebenen natürlichen Vegetationsbeständen abweichen. Als Kriterien für das Ausmaß der Abweichung dienen außer der Artenzusammensetzung die drei Zusatzkriterien räumliche Ausdehnung, Vegetationszonierung und Vitalität, die über die Besiedlungsstruktur in die Bewertung einfließen.

Die Ausprägung dieser drei Qualitätsmerkmale wird anhand einer drei-stufigen Einschätzung im Vergleich zum zuvor für die jeweiligen Gewässerabschnitte (I-IV) beschriebenen Referenzzustand beurteilt. Zu den einzelnen Stufen sind Kriterien formuliert, die für die Berechnung in Form von Punkten ausgedrückt werden (vgl. Tab. 2). Dabei werden für die minimale Ausprägung 1 Punkt (starke Abweichung) und für die maximale Ausprägung 3 Punkte (= Referenzzustand) vergeben. Eine mittlere Ausprägung entspricht 2 Punkten.

Tab. 2: Einschätzung der Beeinträchtigung der Vegetationsbestände im Hinblick auf die Zusatzkriterien zur Besiedlungsstruktur (Definitionen für die Einstufung vgl. Text.)

Kriterium	Umfang der Beeinträchtigung	Punktzahl
Ausdehnung	Breite	
Röhrichte Typ 22.1; 22.2 <u>ohne</u> Mündungsbereich	keine bis gering (> 5 m) mäßig (2-5 m) stark (< 2 m)	3 2 1
Röhrichte Typ 20; Mündungsbereich von 22.2; T2 (Eider oberhalb von Tönning)	keine bis gering (> 10 m) mäßig (5-10 m) stark (< 5 m)	3 2 1
Röhrichte * Typ T1 (nur Ems von Leerort bis Mündung in den Dollart)	keine bis gering (> 20 m) mäßig (10-20 m) stark (< 10 m)	3 2 1
Röhrichte Typ 22.3, T1 (Elbe, Weser, Ems nur ab Mündung in den Dollart)	keine bis gering (> 50 m) mäßig (25-50 m) stark (< 25 m)	3 2 1
Salzpflanzengesellschaften polyhaliner Bereich Typ T1 (nur Elbe) und T2 (Eider unterhalb von Tönning)	keine bis gering (> 50 m) mäßig (25-50 m) stark (< 25 m)	3 2 1
Vegetationszonierung ¹⁾	keine bis gering mäßig stark	3 2 1
Vitalität ²⁾	keine bis gering mäßig stark	3 2 1

*) gemäß ARENS (2009)

1) Vegetationszonierung

Die Zonierung zeigt keine bis geringe Abweichungen vom Referenzzustand.

Die Vegetationszonierung der Abschnitte (I-IV) ist vollständig. Die Vegetationsgürtel sind durchgehend und deutlich erkennbar bzw. abgrenzbar parallel zum Ufer angeordnet. Es kommen die dominanten Röhrichtarten und nahezu alle typischen und steten Begleitarten des Süßwasser-Tide-Röhrichts (I-II, inkl. Frühjahraspekt), des Brackwasser-Röhrichts (III, inkl. Salzpflanzen) bzw. der Queller-Fluren (IV) vor. Die untere Vegetationsgrenze kann geringfügig höher liegen als die maximal mögliche Eindringtiefe der Pflanzen.

Die Zonierung zeigt mäßige Abweichungen vom Referenzzustand.

Alle die Vegetationszonen aufbauenden dominanten Röhrichtarten sind weiterhin und mit größeren Anteilen vorhanden, aber die einzelnen Vegetationszonen bzw. Entwicklungsphasen sind weniger gut ausgeprägt bzw. voneinander abgrenzbar. Dies trifft insbesondere für die Zonen des *Scirpetum maritimi* in den Abschnitten (II-III) zu. Es kommen jedoch nach wie vor viele der typischen und steten Begleitarten vor. Im Abschnitt (I) muss die untere Zone des *Scirpo-Phragmitetum* (*Phragmites australis* oder *Typha angustifolia*)

inkl. Frühjahrsaspekt ausgebildet sein. Die obere Vegetationszone kann fehlen oder fragmentarisch ausgebildet sein.

Die dominanten Röhrichtarten der unterschiedlichen Zonen in den Gewässerabschnitten (I-III) siedeln teilweise auf der gleichen Höhe bezogen auf MThw und/oder es kommt zu einer Umkehrung der natürlichen Zonierung, d. h. Arten der oberen Zonen wachsen unterhalb der Arten der unteren Vegetationszonen. Die untere Vegetationsgrenze liegt deutlich höher als die maximal mögliche Eindringtiefe der Pflanzen.

Die Queller-Fluren im Gewässerabschnitt (IV) lassen keine Unterscheidung in untere und obere Zone erkennen und/oder es ist nur eine der beiden Zonen ausgebildet.

Die Zonierung zeigt starke Abweichungen vom Referenzzustand.

Es kommt zum völligen Ausfall einer oder mehrerer Vegetationszonen bzw. Entwicklungsphasen einschließlich der sie aufbauenden Arten und/oder es sind keine größeren, durchgehenden Vegetationsgürtel mehr ausgebildet. Im Abschnitt (I) fällt *Phragmites australis* aus, d. h. übrig bleibt hier die obere Vegetationszone des *Scirpo-Phragmitetum* und/oder Restgesellschaften bzw. Einzelpflanzen seiner typischen Vertreter. Es kommt zum verstärkten Ausfall der typischen Begleitarten in den Gewässerabschnitten (I-III). Die Siedlungstiefe der verbliebenen Arten ist suboptimal, wobei die Bestände sowohl zu hoch als auch zu tief siedeln können.

Im Gewässerabschnitt (IV) kommen nur noch vereinzelte Queller-Pflanzen vor - entweder allein oder innerhalb nicht potenzieller Vegetationstypen.

2) Vitalität

Vitalität und Durchgängigkeit der Vegetationsbestände sind nicht bis gering beeinträchtigt.

Gesunde, intakte Röhrichtbestände zeichnen sich durch eine homogene Bestandsstruktur ohne Lücken aus. Die wasserseitige Grenze ist durch einen gleichmäßigen Saum mit geradem Rand ohne Ausbuchtungen gekennzeichnet. Der Übergang zum offenen Wasser verläuft gleichmäßig, wobei die Halmhöhe kontinuierlich abnimmt.

Die Queller-Fluren weisen eine Deckung von > 50 % auf. Die Stetigkeit des Auftretens der Vegetationsbestände ist regelmäßig und jährlich.^{*)}

Vitalität und Durchgängigkeit der Vegetationsbestände sind mäßig beeinträchtigt.

Der wasserseitige Saum ist ausgefranst. Die Ausbreitungsfront ist entsprechend nicht mehr geschlossen. Es kommt zur Auflichtung. Die Wuchshöhe der dominanten Arten nimmt ab. Die Bestände sind zunehmend locker ausgebildet, d. h. es kommt zur flächenhaften Verringerung der Halmdichte. Es treten wasserseitig erste freigespülte Rhizome bzw. Wurzeln auf.

Die Queller-Fluren weisen eine Deckung von 10-50 % auf. Das Auftreten der Vegetationsbestände ist stetig, jedoch nicht alljährlich.^{*)}

Vitalität und Durchgängigkeit der Vegetationsbestände sind stark beeinträchtigt.

Es sind nur sehr schmale (<< 2 m) und/oder keine geschlossenen Röhrichtbestände mehr ausgebildet. Der wasserseitige Saum ist durch Auskolkungen und Lücken gekennzeichnet. Es kommt zur starken Auflichtung bis hin zur Verinselung der Bestände. Die dominanten Arten sind niedrigwüchsig. Die Bestände sind aufgrund der flächenhaften Verringerung der Halmdichte sehr locker ausgebildet. Rhizome bzw. Wurzeln liegen teilweise oder völlig frei.

Die Queller-Fluren weisen eine Deckung von < 10 % auf. Die Vegetationsbestände treten nur sporadisch auf.^{*)}

^{*)} Das zuletzt genannte Kriterium kann nur nach wiederholten Erhebungen beurteilt werden.

4.2 Vorbereitung und Durchführung der Geländearbeiten

Die Bewertung der Tidegewässer orientiert sich, wie beschrieben, am jeweiligen Referenzzustand. Vor Beginn der Geländearbeiten ist daher eine Ermittlung des Gewässertyps bzw. -subtyps des zu untersuchenden Gewässers notwendig (Tab. 1, Kap. 2), damit die Abweichung vom Referenzzustand im Gelände beurteilt werden kann (Tab. 2, Kap. 4.1.2). Ferner ist die Ermittlung des Gewässertyps bzw. -subtyps wichtig zur Bestimmung der Anzahl der Probestellen je Wasserkörper. Denn z. B. die Übergangsgewässer entsprechen je einem Wasserkörper, obwohl sie aufgrund des Salzgradienten verschiedene Referenzzustände aufweisen.

4.2.1 Auswahl und Anzahl der Probestellen

Bei der Auswahl einer Probestelle ist darauf zu achten, dass diese hinsichtlich Vegetation und Standortparametern repräsentativ für das zu untersuchende Gewässer oder zumindest für einen gewissen Abschnitt ist. Sofern nicht bereits ausreichend Kenntnisse über das Gewässer bzw. den Wasserkörper vorliegen, sollten eine Auswertung vorhandener Untersuchungen, Kartierdaten, Literaturangaben, aktueller Luftbilder und Vor-Ort-Begehungen erfolgen und anhand des so gewonnenen Überblicks eine oder ggf. mehrere potenzielle Probestellen ausgewählt werden.

Um die ökologische Bandbreite der Standorte und der Makrophyten-Biozönose abzubilden, Ähnlichkeiten in verschiedenen Gewässerabschnitten zu erkennen und Hinweise auf Degradation im Gewässer zu ermitteln, sind bei der Auswahl verschiedene Vegetationsbestände, Uferstrukturen (verbautes / naturnahes Ufer) und Substrate (Schlick, Sand, Steinschüttung) sowie die Ufermorphologie zu berücksichtigen. Bei den großen Ästuaren müssen ferner die unterschiedlichen Salinitätszonen sowie die Exposition zur Fahrrinne (fahrrinnennahe Bereiche mit hoher mechanischer Belastung oder geschützte, da fahrrinnenferne Bereiche) in die Auswahl geeigneter Standorte einfließen.

Außer über die Vorgaben des jeweiligen Untersuchungsprogramms ergibt sich somit die Anzahl der zu untersuchenden Probestellen aus der Größe bzw. Heterogenität des zu untersuchenden Gewässers. Daher sind keine generellen Angaben zur Anzahl der Probestellen je Gewässer bzw. Wasserkörper möglich. Im Zusammenhang mit den WRRL-Untersuchungen ist jedoch darauf zu achten, dass anhand der Probestellenzahl eine Gesamtbewertung der zu untersuchenden Wasserkörper möglich ist. Erfahrungsgemäß sind mind. 3-4 Probestellen je Gewässertyp bzw. -subtyp erforderlich.

Was das Kriterium der „guten“ Erreichbarkeit der Probestellen anbelangt, so ist bei den teils ausgedehnten Vorländereien der großen Ästuare und gelegentlich auch bei den kleineren Nebengewässern eine im Vergleich zu den Binnengewässern mitunter längere Rüstzeit unumgänglich und daher entsprechend einzuplanen und zu kalkulieren.

Je nach dem, ob es sich um eine Erstuntersuchung oder eine Folgeuntersuchung im Rahmen eines Monitorings handelt, kommen verschiedene Methoden zur Festlegung der Probestellen in Betracht. Im Fall einer Erstuntersuchung werden die im Rahmen der Vorauswahl ermittelten potenziellen Untersuchungsbereiche aufgesucht und vor Ort geeignete, d. h. in ökologischer Hinsicht homogene Kartierabschnitte (= Probestelle) festgelegt.

Die genaue Lage dieser Kartierabschnitte wird durch die Angabe der mit einem GPS-Gerät ermittelten Rechts- und Hochwerte im Zuge der Geländearbeiten im Kartierprotokoll dokumentiert. Bei Folgeuntersuchungen werden die in vorangegangenen Untersuchungen bereits festgelegten homogenen Kartierabschnitte anhand der Rechts- und Hochwerte direkt aufgesucht und beprobt.

4.2.2 Untersuchungszeitraum

Die Kartierung erfolgt mindestens einmalig in der Hauptvegetationsperiode, wobei der optimale Zeitraum für die Tiederöhrichte Juli bis August ist. Die Salzpflanzengesellschaften im polyhalinen Bereich der Übergangsgewässer sollten bedingt durch die späte Entwicklung der vorherrschenden Arten frühestens ab Mitte August beprobt werden.

Bei einer alleinigen Beprobung innerhalb der Hauptvegetationsperiode ist das Arteninventar aufgrund des ausgeprägten „saisonalen Rhythmus“ der in den Tidegewässern vorkommenden Tiederöhrichte i. Allg. unvollständig. Aus diesem Grund sollten die Probestellen insbesondere bei der Ersterfassung zusätzlich bereits Ende März bis Ende April zur Ermittlung des Frühjahrsaspekts begangen werden. Hierbei werden die Pflanzenmengen der Frühjahrsblüher *Caltha palustris*, *Cardamine amara* und *Ranunculus ficaria* ssp. *bulbilifer* erfasst, da insbesondere diese Taxa im Verlauf der Vegetationsperiode nicht mehr bzw. nur ganz vereinzelt und in sehr geringer Menge auftreten (Abb. 1). Aber auch bei den Salzpflanzenbeständen kommt mit dem Englischen Löffelkraut (*Cochlearia anglica*) eine Art vor, die nur im Frühjahr erfasst werden kann, wie aus aktuellen Untersuchungen im Zusammenhang mit Salinitätsveränderungen im Tideelbestrom hervorging (STILLER 2009b) und auch an Weser und Ems beobachtet wurde (ARENS 2009).



Abb. 1: Frühjahrs- (links) und Sommeraspekt (rechts) eines Süßwasser-Tide-Schilfröhrichts am Beispiel der Sumpf-Dotterblume (*Caltha palustris*), Erläuterungen s. Text

Auf der Grundlage der Erprobung des Verfahrens in der Tideelbe konnte nachgewiesen werden, dass die Berücksichtigung der Pflanzenmengen der Frühjahrsblüher bei einigen Probestellen zu höheren STI_{MT} -Werten und zu einer besseren Bewertung führen kann, da erst durch Einbeziehung des Frühjahrsaspekts das komplette und vor allem charakteristische Begleiterarteninventar Berücksichtigung findet (STILLER 2005c). Somit wird generell

eine zweimalige Kartierung der Vegetationsbestände notwendig. Da die Vegetationsbestände im Frühjahr noch sehr übersichtlich entwickelt sind, dient dieser Kartiertermin auch dazu, um einen Überblick über den strukturellen Aufbau der Vegetationsbestände im Kartierabschnitt zu erhalten.

Unabhängig von der Jahreszeit liegt der optimale Zeitpunkt der Kartierung in Abhängigkeit vom Tidegeschehen je nach Uferneigung und Vegetationsausdehnung bei Niedrigwasser $\pm 2-3$ Stunden.

4.2.3 Materialien und Geräte für Feld- und Laborarbeiten

Folgende Materialien und Geräte sind zur Durchführung der Geländearbeiten notwendig und mitzuführen:

- Karten 1:5.000 / 1:25.000 / GPS-Koordinaten
- Exemplar der Verfahrensanleitung und des aktuellen Tidekalenders
- Kartierprotokolle inkl. Kartierbrett
- Schreibutensilien
- erforderliche Genehmigungen (inkl. Betretungs- bzw. Befahrerlaubnis)
- Wathose, Gummistiefel
- Harke mit Teleskopstab für Sublitoralbeprobung kleinerer bzw. flacherer Gewässer
- Sichtkasten (selten)
- ggf. Schutzbrille und Schutzhandschuhe
- Digitalkamera
- Fernglas
- GPS-Gerät
- Gefrierbeutel und Verschlüsse, Beschriftung
- Papierbriefumschläge zum Transport von Moosen (sog. Mooskapseln)
- Handlupe (mind. 10-fache Vergrößerung)
- Bestimmungsliteratur
- Markierungsstäbe
- Zollstock
- Bandmaß mit Metereinteilung (50 m)

Ein großer Teil der Makrophyten kann im Gelände bestimmt werden. Von vor Ort nicht sicher bestimmbar Arten werden Proben entnommen und anschließend im Labor bestimmt. Der Transport von im Gelände nicht zu bestimmenden Arten erfolgt für die Gefäßpflanzen in beschrifteten Gefrierbeuteln u. U. mit etwas Wasser. Moose können in ebenfalls beschrifteten Mooskapseln transportiert werden. Im Labor können die Proben im Kühlschrank gelagert werden. Eine Bearbeitung sollte innerhalb von 24 Stunden erfolgen.

Zur Bestimmung von Makrophyten im Labor sind folgende Geräte bzw. Unterlagen erforderlich:

- Stereomikroskop inkl. Zubehör (20- und 40-fache Vergrößerung)
- Mikroskop inkl. Zubehör (mind. bis 600-fache Vergrößerung)
- Bestimmungsliteratur
- ggf. Herbarpresse inkl. Zubehör

4.2.4 Beprobung und Erfassung der Makrophytenbestände

Bei den Tidegewässern werden die unterhalb der mittleren Tidehochwasser-Linie (MThw-Linie) siedelnden emersen Makrophytenbestände und sofern vorhanden die submersen Makrophyten im Sublitoral (d. h. < MTnw-Linie) erfasst. Für die emersen Makrophyten werden außerdem sog. Zusatzkriterien zur Bewertung erhoben. Hierbei handelt es sich um die räumliche Ausdehnung der Bestände in Metern, die Angabe der Zonierung sowie die Vitalität, die jeweils in drei Stufen beurteilt werden.

Aufgrund der großen Breite und Tiefe vieler Tidegewässer erfolgt im Allgemeinen eine getrennte Beprobung der gegenüberliegenden Ufer oder nur einer Uferseite. Gewässer mit geringer Tiefe und Breite sowie geringem Tidenhub können jedoch über den gesamten Gewässerquerschnitt beprobt werden (vgl. Delme, Ochtum beim Stromer Stau). In beiden Fällen erfolgen die Geländeerhebungen durch Begehung der Vegetationsbestände bzw. der trocken gefallenen Wattflächen bei Niedrigwasser mit Gummistiefeln oder Wathose (Abb. 2). Bei den kleinen Gewässern kann zusätzlich der Einsatz einer Harke zur Beprobung des Sublitorals notwendig sein, während ein Sichtkasten aufgrund der starken Trübung selten zielführend ist.

Der Untersuchungsraum wird uferseits durch die MThw-Linie und beim Fehlen von submersen Makrophyten wasserseitig durch die untere Vegetationsgrenze der emersen Makrophytenbestände begrenzt.



Abb. 2: Begehung der Wattflächen bei Niedrigwasser und Erhebung bzw. Dokumentation der emersen Makrophytenbestände in den Gewässertypen 22.2 und 22.3. Die vergilbten Halmbasen (links) und die massiven Schlicküberzüge (rechts) zeigen, dass die Vegetation regelmäßig überflutet wird.

An den ausgewählten Probestellen werden parallel zum Ufer 100 m lange Kartierabschnitte für die Beprobung festgelegt und deren GPS-Koordinaten ermittelt. Hierbei werden jeweils die untere Vegetationsgrenze der emersen Vegetationsbestände in der Mitte des Kartierabschnitts und sofern möglich die augenscheinlich wahrnehmbare Lage des MThw erfasst. Ausgehend von dieser Linie werden innerhalb der Probestelle zur besseren Orientierung im Gelände Anfang und Ende des 100 m langen Kartierabschnitts mit Flucht- oder Markierstäben abgesteckt (vgl. Abb. 3). Hieran anschließend werden die GPS-

Koordinaten im Kartierprotokoll notiert und die übrigen Kopfdaten gemäß Protokoll erhoben (vgl. BMT-KP im Anh. bzw. Excel-Datei).

Um einen Überblick über die oft ausgedehnten und hochwüchsigen Vegetationsbestände zu erlangen, erfolgt im abgegrenzten Kartierabschnitt zunächst eine Vorbegehung entlang von Transekten an Anfang, Mitte und Ende (Abb. 3). Im Zuge dieser Überblicksbegehung werden auch die Vegetationszonen, deren Ausdehnung und Vitalität gemäß Tabelle 2 in Kapitel 4.1.2 ermittelt und protokolliert. Die Ausdehnung der einzelnen Vegetationszonen bzw. des gesamten emersen Vegetationsbestandes wird dabei entweder mit dem GPS-Gerät oder im Falle von schmalen Röhrichtstreifen von < 25 m mit dem Bandmaß vermessen, da die Genauigkeit des GPS-Gerätes hier nicht ausreicht. Ferner wird die Siedlungstiefe der wasserseitig siedelnden emersen Makrophyten, z. B. anhand von Schlicküberzügen auf den Pflanzen und/oder der Wasserbedeckungszeit, geschätzt.

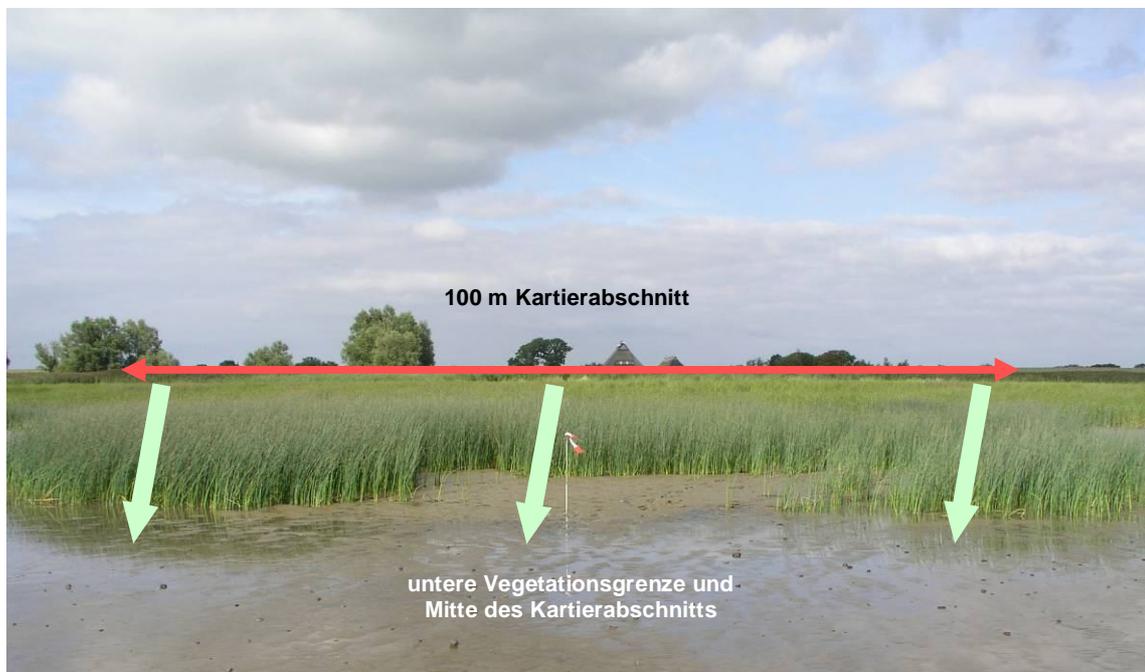


Abb. 3: Schematische Darstellung eines markierten 100 m langen, uferparallelen Kartierabschnitts bei Niedrigwasser im Gewässertyp T1 Übergangsgewässer. Die wasserseitigen Röhrichte siedeln ca. 1 m < MThw, sind also bei Hochwasser fast vollständig wasserbedeckt.

Im Anschluss hieran folgt die Begehung des gesamten Abschnitts (Fläche) im Zickzack zur qualitativen Erfassung der vorkommenden Arten inkl. eventueller Probenahmen zur Nachbestimmung im Labor. In diesem Zuge werden weitere vegetationspezifische Daten, wie Vitalität und Soziabilität nach BRAUN-BLANQUET (1964) für die einzelnen Pflanzenarten erfasst und im Kartierprotokoll notiert. Die zur Determination der Arten empfohlene Bestimmungsliteratur findet sich in Kapitel 6.2.

Nach Abschluss der qualitativen Arterfassung erfolgt die quantitative Erfassung des Arteninventars. Hierbei wird die Pflanzenmenge (Abundanz) der vorkommenden Arten nach KOHLER (1978, vgl. Tab. 3) geschätzt und notiert. Dabei wird die Pflanzenmenge „5“

für ein massenhaftes und gleichzeitig dominantes Auftreten einer Art vergeben. Bei zonierten Vegetationsbeständen wird zusätzlich zur Gesamtschätzung das Vorkommen der Arten bezogen auf die einzelnen Zonen im Kartierprotokoll dokumentiert. Sofern eine Frühjahrskartierung erfolgt, werden in diesem Zuge die Pflanzenmengen sowie Angaben zur Vitalität und Soziabilität für die zuvor erwähnten Frühjahrsblüher (vgl. Kap. 4.2.2) je Zone und/oder für den Gesamtbestand erhoben.

Als Makrophyten werden alle höheren Pflanzen (Gefäßpflanzen) und Armleuchteralgen unterhalb von MThw erfasst. Auffällige Vorkommen von Moosen und „makroskopisch erkennbaren Algen“ werden ebenfalls mit Angaben zur Häufigkeit (selten, verbreitet, häufig) im Kartierprotokoll dokumentiert. Diese Angaben dienen als Zusatzinformationen, ohne dass sie in die Bewertung einfließen.

Tab. 3: Schätzskala nach KOHLER (1978) mit Pflanzenmenge (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 2005) und Erklärungen (PALL & MAYERHOFER 2010)

Pflanzenmenge	Beschreibung	Erklärungen
1	sehr selten	nur Einzelpflanzen, bis zu 5 Einzelexemplare
2	selten	ca. 6 bis 10 Einzelpflanzen, locker verteilt über die Untersuchungsstrecke oder bis zu 5 einzelne Pflanzenbestände
3	verbreitet	nicht zu übersehen, aber nicht häufig; „ist zu finden, ohne danach zu suchen“
4	häufig	häufig, aber nicht in Massen; unvollständige Deckung mit großen Lücken
5	massenhaft	dominant, mehr oder weniger überall; deutlich mehr als 50 % Deckung

Auf die Erhebung der Makrophyten folgt die Erfassung der oberhalb von MThw landeinwärts im Anschluss an die Makrophyten vorkommenden dominanten Vegetation im Überblick. Ergänzend zur Pflanzenmenge und räumlichen Ausdehnung der Makrophyten wird die Ausdehnung der oberhalb der angenommenen MThw-Linie anschließenden Ufervegetation vermessen (je nach Ausmaß mit GPS oder Bandmaß). Dies ist sinnvoll, da bei tidebeeinflussten Gewässern die Abgrenzung der Makrophyten (< MThw) von der landeinwärts angrenzenden Ufervegetation (> MThw) aufgrund des schwankenden Hochwasserstandes nicht immer eindeutig ist. Durch die zusätzlichen Daten zum Gewässerumfeld kann im Bedarfsfall der gesamte vom Gewässer beeinflusste Bewuchs zur Interpretation der Ergebnisse herangezogen werden.

Zur allgemeinen Charakterisierung der Probestelle werden weiterhin Standortfaktoren (Ufermorphologie, Substrat etc.), die im Kartierprotokoll abgefragt werden, erhoben.

Für Dokumentationszwecke werden mindestens zwei repräsentative Fotografien der Probestelle angefertigt (z. B. gewässerauf- und abwärts). Darüber hinaus können Besonderheiten der Vegetationsbestände oder des Standortes fotografisch festgehalten werden.

4.2.5 Sicherheitshinweise

Aus Sicherheitsgründen ist die Beprobung von Tidegewässern je nach Größe und Beschaffenheit und dem damit verbundenen Gefahrenpotenzial oft zwingend mit zwei Personen durchzuführen.

Die Daten und Zeiten des aktuellen Gezeitenkalenders sowie die aktuelle Wetterlage müssen vor Beginn der Beprobung ermittelt und einbezogen werden. Unter gefährlichen Voraussetzungen (Hochwasser, Schlechtwetter usw.) ist die Beprobung zu verschieben.

Nach Möglichkeit sind schwimmkundige Personen zu beschäftigen. Nichtschwimmer haben während der Arbeiten am / im Gewässer ausnahmslos Schwimmwesten zu tragen.

In Abhängigkeit von Ufermorphologie, Substrat sowie Tidegeschehen unterliegt die Beprobung beachtenswerten Gefahren. Dies gilt insbesondere für das Begehen steiler und oft überschlickter Steinschüttungen sowie großflächiger und tiefgründiger Schlickwatten. Außerdem sind andere gewässerspezifischen Gegebenheiten (Tiefe, Strömung, Temperatur, Sichttiefe, Steine, Kolke etc.) zu beachten bzw. zu berücksichtigen.

Beim Durchqueren ausgedehnter Röhrichtbestände, insbesondere Schilfbestände wie sie z. B. an Elbe und Weser teilweise typisch sind, ist das Tragen einer Schutzbrille wichtig und sinnvoll, da die trockenen, teilweise abgebrochenen Halme eine große Verletzungsgefahr für die Augen bergen. Ebenso müssen Handschuhe getragen werden zum Schutz vor Schnittverletzungen an Händen. Als geeignetes Schuhwerk werden Gummistiefel bzw. Wathosen mit durchtrittsicheren Sohlen empfohlen.

Eine „Erste-Hilfe-Ausrüstung“, d. h. Verbandskasten ist stets mitzuführen.

4.3 Durchführung der Bewertung

Neben der Bewertung einzelner Probestellen wurde mit dem BMT-Verfahren auch eine Methode zur Gesamtbewertung von Oberflächenwasserkörpern entwickelt, die bereits mehrfach erprobt wurde (STILLER 2007b, 2008a, 2010a, ARENS 2009) und daher auch in die Verfahrensanleitung aufgenommen werden sollte.

4.3.1 Eingabe der Geländedaten und Bewertung von Probestellen

Zur Bewertung der Makrophytenbestände der einzelnen Probestellen steht eine Excel-Bewertungsmatrix zur Verfügung. Die Berechnungen erfolgen nach Eingabe der Geländedaten automatisch. Als Ergebnis wird die ökologische Zustandsklasse bzw. Potenzialklasse und der EQR-Wert ausgegeben. Eine Anleitung zur Eingabe der Geländedaten findet sich im ersten Tabellenblatt der Bewertungsmatrix (vgl. Tab. A3 im Anh. sowie BMT-Tool), so dass hier auf weitere Beschreibungen verzichtet wird. Im Folgenden wird vorrangig das Prinzip der Tabellenkalkulation erläutert, damit die Ergebnisse auf Plausibilität geprüft werden können. Grundlage der Bewertung bildet die Berechnung des Standorttypieindex-Makrophyten in Tidegewässern (STI_{MT}). Hierzu sind folgende Schritte notwendig bzw. werden in der Tabellenkalkulation durchgeführt:

- **Zuordnung der erfassten Pflanzenarten zu den vier ökologischen Kategorien**

Die an den untersuchten Probestellen erfassten Makrophytenarten werden anhand der Liste der potenziell in den Tidegewässern vorkommenden Makrophyten den vier ökologischen Kategorien des STI_{MT} -Verfahrens (Tab. 4) zugeordnet. Sofern Arten auftreten, die in der vorgegebenen Artenliste (vgl. Tab. A1 im Anh.) nicht aufgeführt und damit nicht eingestuft sind, werden diese Arten als nicht eingestufte Arten am Tabellenende aufgeführt. Sie gehen damit über die Gesamtquantität in die Bewertung ein - jedoch ohne Indikatorwert. Näheres zum Umgang mit nicht eingestuften Arten vergleiche Kapitel 5.

Tab. 4: Ökologische Kategorien für die Indikatorgruppe Makrophyten (LUNG 2002)

Kategorie 1	Allochthone bzw. eurytope Arten, die überwiegend in gestörten Fließgewässer- und Uferbiozönosen mit hoher Vitalität auftreten
Kategorie 2	Eurytope Arten, die in naturnahen und gestörten Fließgewässer- und Uferbiozönosen mit hoher Vitalität auftreten
Kategorie 3	Eury- und stenotope Arten, die überwiegend in naturnahen Fließgewässer- und Uferbiozönosen mit hoher Vitalität auftreten
Kategorie 4	Stenotope Arten, die nur in naturnahen Fließgewässer- und Uferbiozönosen mit hoher Vitalität auftreten

- **Umwandlung der nominal skalierten Werte der Pflanzenmengenskala in metrische Quantitätsstufen und Ermittlung der Deckungsanteile der verschiedenen ökologischen Kategorien**

Für die Berechnung des STI_{MT} werden die im Gelände geschätzten Pflanzenmengen der einzelnen Arten in die Tabelle eingetragen und als erstes in metrische Quantitätsstufen gemäß folgender Tabelle 5 umgewandelt. Hiernach wird dann die Gesamtquantität aller

Pflanzen einer Probestelle berechnet bevor die relativen Quantitäten der einzelnen ökologischen Kategorien (ausgedrückt als K_{DA} -Wert) prozentual errechnet werden können.

Tab. 5: Schätzskala nach KOHLER (1978) mit Pflanzenmenge und metrischen Quantitätsstufen zur Berechnung (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 2005)

Beschreibung	Pflanzenmenge	Quantitäten
sehr selten	1	1
selten	2	8
verbreitet	3	27
häufig	4	64
massenhaft	5	125

Die errechneten prozentualen Quantitäten der einzelnen ökologischen Kategorien werden anschließend anhand der sog. K_{DA} -Werte aus der Matrix in Tabelle 6 gemäß dem STI_{MT} -Verfahren gewichtet.

Tab. 6: Matrix zur Ermittlung der prozentualen Anteile der Quantitäten der ökologischen Kategorien (K_{DA} -Wert) (LUNG 2002, verändert)

Prozentualer Anteil der Quantitäten	Ökologische Kategorien			
	1	2	3	4
	K_{DA} -Wert			
0 %	0	0	0	0
> 0 - ≤ 5 %	5	6	11	16
> 5 - ≤ 10 %	4	7	12	17
> 10 - ≤ 25 %	3	8	13	18
> 25 - ≤ 50 %	2	9	14	19
> 50 %	1	10	15	20

- **Ermittlung der Faktoren zur Besiedlungsstruktur B_{ges} und B_s anhand der Zusatzkriterien Ausdehnung, Vegetationszonierung und Vitalität**

Die Besiedlungsstruktur geht als Faktor in die Bewertung der Makrophyten der Tidegewässer ein. Grundlage der Ermittlung des Faktors bildet die Abweichung vom potenziell natürlichen Zustand. Im Falle der Bewertung des ökologischen Zustands wird die Besiedlungsstruktur zunächst im Eulitoral und Sublitoral nach der folgenden Tabelle 7 beurteilt und der B_{ges} -Faktor für die STI_{MT} -Berechnung ermittelt.

Tab. 7: Abstufung der Besiedlungsstruktur (B_{ges} -Faktor) im Eulitoral und Sublitoral (LUNG 2002, verändert)

Faktor (B_{ges})	Kriterium
1,0	Es kommen <u>submerse und emerse</u> Makrophyten vor. Diese besiedeln sowohl das Sublitoral als auch das Eulitoral.
0,75	Es kommen mit wenigen Ausnahmen ausschließlich <u>emerse</u> Makrophyten im Eulitoral vor. Das Sublitoral ist vegetationsfrei.

Bei der anschließenden Betrachtung der emersen Makrophyten erfolgt die Beurteilung des Umfangs der Abweichung vom potenziell natürlichen Zustand mithilfe der in Kapitel 4.1.2 sowie Tab. 2 für die verschiedenen Gewässertypen und -subtypen beschriebenen Referenzzustände. Ausgehend von den Einzelbeurteilungen und den erhaltenen Punkten ergibt sich durch Addition eine Gesamtpunktzahl, die gemäß Tabelle 8 einem Faktor für die Besiedlungsstruktur zugeordnet werden kann. Der Faktor 0,25 kommt zum Einsatz, wenn keine Besiedlungsstruktur erkennbar ist, da große Teile der typischen Biozönose fehlen und nur zerstreute Einzelpflanzen bzw. -horste vorkommen.

Tab. 8: Abstufung der Besiedlungsstruktur (Bs-Faktor) der emersen Makrophytenbestände im Eulitoral (LUNG 2002, verändert)

Faktor (Bs)	Punktzahl	Kriterium (Bs = Besiedlungsstruktur)
1,0	9	Bs im Eulitoral entspricht weitgehend dem Referenzzustand, maximal geringfügige Abweichungen
0,75	6-8	Bs im Eulitoral weicht mäßig vom Referenzzustand ab
0,5	3-5	Bs im Eulitoral weicht stark vom Referenzzustand ab
0,25	entfällt	Bs im Eulitoral nicht erkennbar, da große Teile der typischen Biozönose fehlen, nur zerstreute Einzelpflanzen bzw. -horste

• Berechnung des Standorttypieindex-Makrophyten in Tidegewässern (STI_{MT})

Die Berechnung des STI_{MT} basiert auf der Grundlage der prozentualen Quantitäten der vorkommenden ökologischen Kategorien (K_{DA} -Wert) und erfolgt über die Aufsummierung der gewichteten K_{DA} -Werte, deren Ergebnis durch die Anzahl der vorkommenden ökologischen Kategorien dividiert wird. Je nach dem, ob der ökologische Zustand oder das ökologische Potenzial ermittelt werden soll, erfolgt die Multiplikation mit beiden (Bs_{ges} und Bs) oder einem (Bs) Faktor zur Besiedlungsstruktur gemäß einer der beiden Formeln in der folgenden Abbildung 4.

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

$$STI_{MT} = Bs_{ges} \cdot Bs \frac{\sum K_{DA}}{nK}$$

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

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

STI_{MT}	=	Standorttypieindex-Makrophyten
Bs_{ges}	=	Besiedlungsstruktur Eulitoral <u>und</u> Sublitoral (Bs_{ges} -Faktor)
Bs	=	Besiedlungsstruktur Eulitoral (Bs-Faktor)
K_{DA} -Wert	=	Quantität der ökologischen Kategorie an der Gesamtquantität
nK	=	Anzahl der vorkommenden ökologischen Kategorien

Abb. 4: Formeln zur Berechnung des STI -Makrophyten in Tidegewässern (LUNG 2002, verändert)

- **Ermittlung der ökologischen Zustands- und/oder Potenzialklasse und des EQR anhand der Klassifizierungsskala**

Die eigentliche Bewertung der untersuchten Probestellen erfolgt durch Zuordnung der berechneten STI_{MT} -Werte zu einer fünf-stufigen Klassifizierungsskala gemäß WRRL. Da je nach Umweltziel unterschiedliche Referenzzönosen als Bezugspunkte dienen, kann ein und dieselbe Skala für die Bewertung des ökologischen Zustands und des ökologischen Potenzials eingesetzt werden. Das BMT-Verfahren ermöglicht somit eine Bewertung des ökologischen Zustands und des ökologischen Potenzials der Makrophytenvegetation der Tidegewässer (Tab. 9). Im Hinblick auf die gemäß WRRL notwendige Vergleichbarkeit der Bewertungsergebnisse ist die Bewertungsskala auch an den sog. EQR (Ecological Quality Ratio) angepasst.

Der EQR ist ein einheitsloses Maß, das den Zustand einer realen Biozönose (= Beobachtungswert) als Grad der Abweichung von der Referenz in Form eines Qualitätsquotienten, wie folgt wiedergibt (CIS-ARBEITSGRUPPE REFCOND):

$$\text{EQR} = \frac{\text{Beobachtungswert des biologischen Qualitätselements}}{\text{Referenzwert des biologischen Qualitätselements}}$$

Der EQR nimmt Werte zwischen 0 und 1 ein, wobei 1 dem Referenzzustand entspricht und 0 dem schlechtesten Zustand. Beim BMT-Verfahren liegt die Grenze zwischen sehr gutem und gutem Zustand bei einem STI_{MT} von 10 (Tab. 9), während der höchste STI_{MT} -Wert theoretisch bei 20 liegen kann. Für optimal ausgeprägte Vegetationsbestände werden jedoch i. d. R. Werte von 12 nicht überschritten, so dass dieser Wert als Referenzwert für die Ermittlung des EQR festgelegt wurde (STILLER 2008b). Hiermit ergeben sich auf der Basis der STI_{MT} -Werte die in der folgenden Tabelle dargestellten Klassengrenzen und die Zuordnung der EQR-Werte zu den ökologischen Zustands- bzw. Potenzialklassen. Für den Fall, dass sich trotz der beschriebenen Annahme ein STI_{MT} -Wert von > 12 und damit ein EQR von > 1 ergeben sollte, wird dieser EQR auf 1 herabgesetzt und entspricht damit dem Referenzzustand.

Tab. 9: Klassifizierungsskala für die Zuordnung des STI_{MT} und des EQR (Ecological Quality Ratio) zu den ökologischen Zustands- bzw. Potenzialklassen

Zustandsklassen	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
STI_{MT}	$> 10,0$	$\leq 10,0 - > 7,5$	$\leq 7,5 - > 5,0$	$\leq 5,0 - > 3,0$	$\leq 3,0$
EQR	$> 0,833$	$\leq 0,833 - > 0,625$	$\leq 0,625 - > 0,417$	$\leq 0,417 - > 0,25$	$\leq 0,25$
Potenzialklassen	gut und besser		mäßig	unbefriedigend	schlecht
STI_{MT}	$> 7,5$		$\leq 7,5 - > 5,0$	$\leq 5,0 - > 3,0$	$\leq 3,0$
EQR	$> 0,625$		$\leq 0,625 - > 0,417$	$\leq 0,417 - > 0,25$	$\leq 0,25$

4.3.2 Gesamtbewertung von Oberflächenwasserkörpern

Gemäß WRRL erfolgt die Bewertung der Fließgewässer jeweils für einen gesamten Oberflächenwasserkörper. Sofern bei kleineren und/oder homogenen Oberflächenwasserkörpern (OWK) eine repräsentative Probestelle zu deren Bewertung ausreichend ist, kann das Bewertungsergebnis dieser Probestelle direkt auf den gesamten OWK übertragen werden. Damit entspricht das Ergebnis der Probestelle dem Ergebnis der Gesamtbewertung des Oberflächenwasserkörpers.

Für die Wasserkörper, die anhand mehrerer Stationen untersucht werden, müssen die Bewertungsergebnisse dagegen zusammengeführt werden. Um auf der Grundlage von Messergebnissen einzelner Probestellen zu einer Gesamtbewertung der Wasserkörper zu gelangen sind nach LAWA (2005) zwei Aspekte zu beachten: (1) Übertragbarkeit der Bewertungsergebnisse einzelner Probestellen auf größere Abschnitte (wenn möglich Wasserkörper) und (2) Zusammenführung bzw. Verschneidung verschiedener Einzelbewertungen, ohne dass nähere Informationen zur Vorgehensweise gemacht werden.

Voraussetzung für die Übertragung der Bewertungsergebnisse ist die Annahme, dass vom ökologischen Zustand einer Probestelle auf einen anderen Gewässerabschnitt und dessen Zustand geschlossen werden kann, d. h. die Probestellen müssen repräsentativ sein (vgl. Kap. 4.2.1). Für eine derartige Extrapolation müssen die folgenden Bedingungen erfüllt sein bzw. berücksichtigt werden:

- Vorhandensein gleicher bzw. ähnlicher Standortbedingungen
- Vorhandensein gleicher bzw. ähnlicher Makrophytenvorkommen
- Lage bzw. Entfernung des betrachteten Abschnitts zur untersuchten Probestelle

Grundlage für die Übertragung der Bewertungsergebnisse der einzelnen Probestellen sind somit in erster Linie Kenntnisse der Standortbedingungen (z. B. Uferbeschaffenheit) und vorhandener Makrophytenvorkommen im gesamten Oberflächenwasserkörper. Basierend auf diesen Ausführungen sind zur Bewertung der untersuchten Oberflächenwasserkörper folgende Arbeitsschritte notwendig:

- Ermittlung der prozentualen Anteile verschiedener Uferstrukturen und vorhandener Makrophytenvorkommen (d. h. Vegetations- bzw. Biotoptypen unterhalb von MThw)
- Abgrenzung homogener Gewässerabschnitte und Bildung von Gewässerabschnittsgruppen innerhalb eines Wasserkörpers und deren Abgleich mit den untersuchten Probestellen
- Übertragung der Bewertungsergebnisse der Probestellen auf die abgegrenzten Gewässerabschnitte und prozentuale Wichtung entsprechend den Abschnittslängen

Abbildung 5 auf der folgenden Seite zeigt eine schematische Darstellung der Vorgehensweise zur Gesamtbewertung der Oberflächenwasserkörper, die für die Tideelbe erarbeitet wurde (STILLER 2007b, 2008b). Die dazugehörige Berechnung findet sich in Tabelle 10.

Dabei gilt, dass je nach Anzahl der erforderlichen Probestellen die Übertragung der Bewertungsergebnisse der einzelnen Probestellen auf größere Abschnitte und deren prozentuale Wichtung bzw. gewichtete Verschneidung für die jeweiligen Wasserkörper unterschiedlich komplex ist. Bei den überwiegend sehr breiten Tidegewässern erfolgt außerdem i. d. R. eine getrennte Bewertung der gegenüberliegenden Uferseiten.

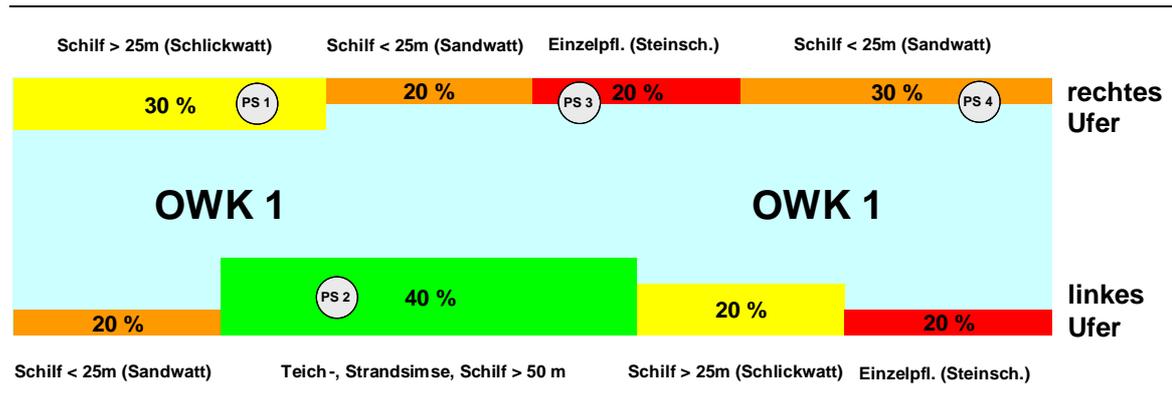


Abb. 5: Schematische Darstellung der Vorgehensweise zur Gesamtbewertung der Oberflächenwasserkörper anhand von Einzelstandortbewertungen für die Qualitätskomponente Makrophyten am Beispiel eines Oberflächenwasserkörpers (OWK1) und vier Probestellen (PS1 bis PS4) - (aus: STILLER 2007b) - Berechnung vgl. Tab. 10

Tab. 10: Rechenbeispiel für die Gesamtbewertung eines Wasserkörpers gemäß Abbildung 5

Ufer	%	Ökologischer Zustand - OWK 1	
rechtes Ufer	30	3	3,90
	50	4	
	20	5	
linkes Ufer	20	4	3,20
	40	2	
	20	3	
	20	5	
linkes + rechtes Ufer	100		3,55

Bewertungen gem. WRRL: ÖZK 1 = sehr gut, 2 = gut, 3 = mäßig, 4 = unbefriedigend, 5 = schlecht

Die zur Extrapolation und Verschneidung notwendigen Informationen können aus vorhandenen Vegetations- und Strukturdaten sowie Karten ermittelt werden. Für die großen Ästuare Elbe, Weser und Ems sowie deren Nebenflüsse liegen im Zusammenhang mit den Fahrrinnenanpassungen umfangreiche Daten aus den Umweltverträglichkeitsuntersuchungen (UVU), begleitenden Untersuchungen (FFH-Verträglichkeit, LBP, Kompensationsmaßnahmen) sowie unterschiedlich aktuelle Vegetationskartierungen der Deichvordländer auf der Grundlage von Luftbildbefliegungen vor, aus denen die entsprechenden Informationen gewonnen werden können.

Für alle anderen Gewässer können die Daten entsprechend aus Luftbildern, topografischen Karten, Strukturkartierungen etc. ermittelt werden. Hierbei sind insbesondere Informationen über die Gewässermorphologie (z. B. Uferverbau und Laufentwicklung) und ggf. Geländebegehungen hilfreich für die Abgrenzung homogener Gewässerabschnitte.

Nach Sichtung der entsprechenden Daten werden ähnliche Abschnitte selektiert, mit den untersuchten Probestellen abgeglichen und die dem betrachteten Abschnitt entsprechende Probestelle zugeordnet. Hierzu werden in erster Linie die Uferstruktur und vorhandene Makrophytenvorkommen, d. h. die Biotop- bzw. Vegetationstypen unterhalb von MThw

und deren Ausdehnung, betrachtet. Anschließend werden die Uferlängen der abgegrenzten Gewässerabschnitte ermittelt und die prozentualen Anteile der betreffenden Gewässerabschnitte berechnet. Die Gesamtbewertung der Oberflächenwasserkörper erfolgt schließlich über die Verschneidung der gewichteten Bewertungsergebnisse, wobei sich die Wichtung der Bewertungsergebnisse über die Länge der Gewässerstrecken, die sie repräsentieren bezogen auf die Gesamtlänge des Wasserkörpers, ergibt (vgl. Tab. 10).

Um zu den Bewertungsklassen 1 bis 5 der WRRL zu gelangen, werden die durch die Verschneidung entstandenen Zahlenwerte mathematisch gerundet. Hieraus ergeben sich dann die ökologischen Zustands- bzw. Potenzialklassen. Im Fall des Beispiels in Tabelle 10 ergibt sich für beide Ufer gemeinsam ein unbefriedigender ökologischer Zustand. Im Vergleich zum gerundeten Endergebnis ermöglichen die ursprünglich errechneten Zahlenwerte eine differenzierte Betrachtung z. B. der jeweiligen Uferseiten, der Nebenarme sowie einzelner Gewässerabschnitte, oder aber sie zeigen, ob das Ergebnis innerhalb der jeweiligen Zustands- oder Potenzialklasse nach oben oder unten tendiert. Diese Informationen können im Hinblick auf die Einschätzung des Sanierungsumfangs und die Erarbeitung gezielter Maßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Zustands bzw. des Potenzials einzelner Gewässerabschnitte genutzt werden.

4.3.3 Datenaufbereitung, Plausibilitätsprüfung und Berichtswesen

Die Aufbereitung der Geländedaten erfolgt durch deren Eingabe in das digital vorliegende Kartierprotokoll und durch Eingabe in die Excel-Bewertungsmatrix. Letztere kann in Form eines Tabellenblatts ausgegeben werden, die die wesentlichen Daten der einzelnen Probestellen und deren Bewertungsergebnisse enthält (vgl. Tab. A2 im Anh.).

Für jedes Bewertungsergebnis ist eine Überprüfung auf Plausibilität durchzuführen, und zwar sowohl für die Bewertung einzelner Probestellen als auch für die Gesamtbewertung der Oberflächenwasserkörper. Hierbei sind z. B. folgende Fragen zu klären:

- Weicht das Ergebnis von bisherigen Ergebnissen bzw. Erfahrungen ab?
- Widerspricht das Ergebnis der Belastungsanalyse?
- Liegt das Ergebnis sehr nahe an der Klassengrenze gut/mäßig, d. h. besteht Handlungsbedarf oder nicht?

Wird ein Ergebnis als nicht plausibel eingestuft, so sind mögliche Ursachen zu prüfen und zu dokumentieren. Hierzu sind z. B. folgende Punkte zu klären:

- Gibt es natürliche Ursachen für die Abweichungen?
- Wurde das für den Gewässertyp geeignete Bewertungsverfahren angewandt?
- Gibt es Fehler bei der Probenahme und/oder Artdiagnostik?
- Liegen Fehler bei der Datenaufbereitung vor (Fehlerkontrolle)?
- War der Kartierzeitpunkt richtig bzw. wurde der Frühjahrsaspekt berücksichtigt?

Im Falle unplausibler Ergebnisse, aber auch bei plausiblen Ergebnissen insbesondere nahe einer Klassengrenze (z. B. um unbegründete Auslösung eines Handlungsbedarfs zu vermeiden) ist eine Experteneinschätzung vorzunehmen (WAGNER et al. 2010). Diese orientiert sich an den Erfahrungen und Kenntnissen der jeweiligen Experten und ist entsprechend zu dokumentieren, zu begründen und plausibel darzustellen.

Die für die untersuchten Gewässerabschnitte angefertigten Fotos sollten im jpeg-Format in einer Fotodokumentation digital zusammengestellt werden. Dabei ist eine genaue Bezeichnung der einzelnen Dateien zweckmäßig. Hier hat sich folgende beim NLWKN praktizierte Vergabe von Dateinamen bewährt: Probestellen-Nr. bzw. Bezeichnung, Gewässername, Nummer des Bildes, Blickrichtung der Kamera (1 = gewässeraufwärts, 2 = gewässerabwärts), sowie Aufnahmedatum (Beispiel: PS1234 Este B1-1 2011-03-01). Bei Aufnahmen von Pflanzen oder anderen Objekten entfällt die Blickrichtung und stattdessen wird der wissenschaftliche Pflanzename bzw. die Objektbezeichnung angegeben (Beispiel: PS1234 Este B3 Ranunculus hederaceus 2011-03-01).

Die derart aufbereiteten und ausgewerteten Daten sollten in einen kommentierten Bericht eingebunden werden. Das Berichtswesen sollte folgenden Mindestumfang umfassen:

- Einleitung und Aufgabenstellung
- Untersuchungsgebiet, Untersuchungsstellen (Lage, geografische Koordinaten)
- Angewandte Methodik inkl. Methodenkritik, evtl. aufgetretene Schwierigkeiten
- Darstellung der Ergebnisse einschließlich Plausibilitätsprüfung
- Zusammenfassung
- Literatur inkl. Bestimmungsliteratur
- Anhang (digital): Kartierprotokolle, Excel-Bewertungsmatrix und Fotodokumentation

4.4 Tabellarische Kurzdarstellung des Bewertungsverfahrens

Tab. 11: Kurzdarstellung des Verfahrens zur Bewertung von Makrophyten in Tidegewässern in Nordwestdeutschland gemäß EG-WRRL - BMT-Verfahren

Titel / Position	Leistung	Verweise
Aufgabenstellung und Ziel	klären und fixieren	mit Auftraggeber
Vorbereitung der Geländearbeiten		
Datengrundlage	vorhandene Untersuchungen, Daten und Karten beschaffen, sichten und auswerten	ggf. über Auftraggeber
Gewässertyp bzw. -subtyp, Referenzzustand	für alle zu untersuchenden Gewässer gemäß Vorgaben des Auftraggebers bzw. BMT-Verfahren ermitteln	Kap. 2, Tab. 1
Probestellen	ausgehend von der Anzahl der zu untersuchenden Gewässertypen bzw. -subtypen erfolgt eine Vorauswahl von Anzahl und Lage; i.d.R. erfolgt eine getrennte Beprobung der gegenüberliegenden Uferseiten oder es wird nur eine Uferseite beprobt	Kap. 4.2.1
Geländetermine	Festlegung je eines Kartiertermins im Frühjahr (Ende März bis Ende April) und im Sommer (Juli bis August)	Kap. 4.2.2.
Geländearbeiten	Materialien und Geräte beschaffen und bereitstellen; über Sicherheitshinweise informieren!	Kap. 4.2.3; Kap. 4.2.5
Durchführung der Geländearbeiten		
Kartierzeitpunkt	Begehung der Wattflächen bei Niedrigwasser \pm 2-3 Stunden; vgl. Tidekalender!	Kap. 4.2.2
Probestelle / Kartierabschnitt	Prüfen der potenziellen Probestelle auf Eignung; Festlegen eines homogenen 100 m langen, uferparallelen Abschnitts; Einmessen des Mittelpunktes (untere Vegetationsgrenze und ggf. MThw-Linie) mit GPS; ggf. zur Orientierung Abstecken des Abschnitts mit Fluchstäben; erfasst werden alle unterhalb der MThw-Linie siedelnden Pflanzen im Eulitoral und ggf. Sublitoral	Kap. 4.2.4
Daten der Probestelle	Kopfdaten gemäß Kartierprotokoll (KP) ermitteln	vgl. KP im Anh.
Zusatzkriterien zur Besiedlungsstruktur	im Zuge einer Überblicksbegehung entlang von Transekten an Anfang, Mitte und Ende des Abschnitts werden Ausdehnung, Zonierung und Vitalität der emersen MP ermittelt und dokumentiert	Kap. 4.1.2, Tab. 2; Kap. 4.2.4; vgl. KP im Anh.
Artenzusammensetzung und Abundanz	durch weitere Begehung des Abschnitts im Zickzack erfolgt die qualitative und quantitative Erhebung und Dokumentation der Makrophyten getrennt nach Zonen	Kap. 4.2.4, Tab. 3; vgl. KP im Anh.
Begleitparameter	Gewässerumfelddaten und Standortparameter ermitteln	vgl. KP im Anh.
Fotodokumentation	je Probestelle mind. zwei Fotos anfertigen	Kap. 4.2.4
Durchführung der Bewertung		
Bewertung Probestellen	Eingabe der Geländedaten in die vorliegende Excel-Bewertungsmatrix	Kap. 4.3.1
Gesamtbewertung OWK	Extrapolation der Bewertungsergebnisse einzelner Probestellen auf andere Gewässerabschnitte und prozentuale Wichtung der Ergebnisse entsprechend den Abschnittslängen, die sie repräsentieren	Kap. 4.3.2
Plausibilitätsprüfung	Kontrolle der Dateneingabe; Vergleich der ermittelten Bewertungsergebnisse mit früheren Ergebnissen	Kap. 4.3.3
Berichtswesen	Darstellung der Aufgabenstellung, Methodik und Ergebnisse einschl. Beschreibung evtl. aufgetretener Schwierigkeiten und ggf. mögliche Lösungsansätze	Kap. 4.3.3

5 Hinweise zur Durchführung und auf fortführende Arbeiten

Die WRRL schreibt einen 3-jährigen Untersuchungsintervall für die Qualitätskomponente Makrophyten vor. Zu Beginn der Untersuchungen in den Tidegewässern war eine jährliche Untersuchung der Makrophytenbestände vorgeschlagen worden, um dann alle 3 Jahre zu einer sinnvollen und gesicherten Bewertung zu gelangen. Grund hierfür waren die mangelnden Kenntnisse über die natürliche Variabilität der Vegetationsbestände. Im Zuge der seit dem an der Tideelbe durchgeführten Variabilitätsuntersuchungen ergaben sich sowohl Erkenntnisse über das jährliche „natürliche“ Veränderungspotenzial der Vegetationsbestände als auch über anthropogen bedingte Veränderungen (STILLER 2010b).

Als Fazit hieraus kann festgehalten werden, dass die Makrophyten der Tidegewässer aufgrund der geringen natürlichen Variabilität gut geeignet sind, um langfristige Trends anzuzeigen. Anhand der gewonnenen Erkenntnisse ist das 3-jährige Untersuchungsintervall gemäß WRRL ausreichend, solange die Gewässer und damit die Vegetationsbestände keine über das jeweils bestehende Maß hinausgehenden zusätzlichen Belastungen erfahren. Im Fall von Veränderungen, wie sie z. B. bauliche Maßnahmen und/oder andere Belastungen mit sich bringen können, sollte das Untersuchungsintervall angepasst und ggf. verkürzt werden, um rechtzeitig den Status quo und gezielt mögliche Veränderungen der Qualitätskomponente Makrophyten erfassen zu können. Unabhängig vom Intervall ist jedoch in jedem Fall der Frühjahrsaspekt mit zu erfassen (vgl. Kap. 4.2.2).

Das BMT-Verfahren fand - wie beschrieben - auch in den Übergangsgewässern von Weser und Ems Anwendung (ARENS 2009). Dabei bildeten die unterhalb der MThw-Linie siedelnden Makrophyten und Angiospermen einen von mehreren Parametern zur Bewertung dieser Qualitätskomponenten, da hier insbesondere die Vegetations- und Biotoptypen oberhalb von MThw im Vordeichsland zur Bewertung des jeweiligen Oberflächengewässers herangezogen wurden. Analog zu den Fließgewässern des Binnenlandes, wo die mittlere Wasserlinie die landseitige Grenze für die Qualitätskomponente Makrophyten bildet, war für die Tidegewässer und damit auch das BMT-Verfahren die mittlere Tidehochwasserlinie als landseitige Begrenzung des Untersuchungsraums festgelegt worden (vgl. Kap. 3). Damit setzt sich der Untersuchungsraum vom Binnenland über die Marschgewässer und weiter gewässerabwärts zu den Übergangsgewässern hin kontinuierlich und einheitlich fort, während bei einer Einbeziehung der oberhalb von MThw gelegenen Vorländer hier ein Bruch entsteht.

Im Sinne der WRRL ist im Hinblick auf den abweichenden Betrachtungsraum (MThw / Deichlinie) eine Harmonisierung in den Übergangsgewässern Weser/Ems und Elbe/Eider sinnvoll und wünschenswert - ähnlich wie dies in 2009 für tidefreie Marschgewässer zwischen Schleswig-Holstein und Niedersachsen in Sachen Bewertungsverfahren erfolgt ist (BRUX et al. 2009). In diesem Zusammenhang könnten dann auch Hinweise auf unterschiedlich eingestufte Makrophytentaxa und der Umgang mit den Seegras-Vorkommen in den polyhalinen Abschnitten von Weser und Ems erörtert werden (ARENS 2009).

Das hier zur Bewertung von Makrophyten in Tidegewässern vorgestellte BMT-Verfahren ist anhand einer begrenzten Anzahl von untersuchten Tidegewässern und Probestellen erarbeitet und erprobt worden. Dabei wurden die vorgefundenen Pflanzenarten anhand von Literaturrecherchen um potenziell in Tidegewässern charakteristische Taxa ergänzt.

Dennoch kann die vorliegende Artenliste Ergänzungen bedürfen, wie sich im Zuge der Untersuchungen an Wümme, Ochtum und Delme im Jahr 2009 zeigte (STILLER 2010a), da in diesen Tidegewässern erstmalig submers Makrophyten im Sublitoral, d. h. aquatische Makrophyten, nachgewiesen werden konnten.

Im Gegensatz zu den emersen Makrophyten waren die historisch im Sublitoral der Tidegewässer nachgewiesenen aquatischen Makrophyten bis auf wenige Ausnahmen nicht in die Artenliste des BMT-Verfahrens aufgenommen worden. Da fast alle Tidegewässer heute frei von submersen Makrophyten sind, erscheint es auch nach wie vor nicht zweckmäßig alle potenziellen aquatischen Makrophytentaxa in das BTM-Verfahren aufzunehmen. Daher wurden lediglich die bislang beobachteten Taxa ergänzt. Umfangreichere Ergänzungen submerser Taxa sollten erst nach weiteren Nachweisen erfolgen. Hier sind somit ggf. Ergänzungen erforderlich.

Die zukünftig durch wiederholte Anwendung des Verfahrens und/oder Erweiterung der Zahl der untersuchten Gewässer gewonnenen Erkenntnisse hinsichtlich Artenvorkommen und Röhrichtbreiten sollten im Zuge regelmäßiger Fortschreibungen in das Verfahren eingearbeitet werden. Diese Anpassungen müssen unbedingt an zentraler Stelle und in Zusammenarbeit mit der Urheberin des BMT-Verfahrens erfolgen.

6 Literatur

6.1 Zitierte und ausgewertete Literatur

- 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. - Gutachten i. A. des NLWKN, Brake, Oldenburg, Wilhelmshaven, 115 S.
- ARGE ELBE (2001): Vorstudie zur Klärung der Relevanz der Gewässerflora (Makrophyten, Angiospermen, Großalgen) für die Bewertung des ökologischen Zustandes im Teileinzugsgebiet Tideelbe - Wassergütestelle Elbe, Hamburg, 33 S. + Anhang.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (2003): Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands zur Kodierung biologischer Befunde. - Info.-ber. Heft 1, München, 388 S.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (2004): Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos (PHYLIB), München, 88 S.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (2005): Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos, München, 113 S.
- BIOTA (1995-1997): Modellhafte Erarbeitung einer Methodik zur Beurteilung des ökologischen Gewässerzustandes rückgestauter Bereiche von Fließgewässern in Mecklenburg-Vorpommern. - Gutachten i. A. des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern, Stralsund.
- BIOTA (1998): Eichung und Erprobung des für Mecklenburg-Vorpommern entwickelten Standorttypieindex (STI) an einem typischen Fließgewässer - dem Moltenower Bach. - Gutachten i. A. des Staatlichen Amtes für Umwelt und Natur, Rostock, 99 S.
- BIOTA (1999): Bewertung des ökologischen Zustandes von Abschnitten des Kleinen Hellbaches mittels Standorttypieindex und Verfahrensentwicklung. - Gutachten i. A. des Staatlichen Amtes für Umwelt und Natur, Rostock, 75 S.
- BIOTA (2001): Ökologische Bewertung von Fließgewässern der Sander und sandigen Aufschüttungen mittels Standorttypieindex. - Gutachten i. A. des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Güstrow, 106 S.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. - Springer, Berlin, Wien, New York, 865 S.
- BRUX, H., K. JÖDICKE & J. STUHR (2009): Harmonisierung der Verfahren zur Bewertung der Qualitätskomponente Makrophyten in Marschgewässern Nordwestdeutschlands (BEMA-Verfahren). - Gutachten i. A. des Landesamtes für Natur und Umwelt S-H, Flintbek, 58 S.
- CIS-ARBEITSGRUPPE 2.3 (o. J.) Leitfaden zur Ableitung von Referenzbedingungen und zur Festlegung von Grenzen zwischen ökologischen Zustandsklassen für oberirdische Binnengewässer (REFCOND). - www.wasserblick.net.
- CIS-ARBEITSGRUPPE 2.2 (2002): Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern (HMWB, AWB). - www.wasserblick.net.
- ECOSTAT (2006): Alternative Methodology for defining Good Ecological Potential (GEP) for Heavily Modified Waterbodies (HMWB) and Artificial Waterbodies (AWB). - 4th Version, October 23rd 2006.
- ELLENBERG, H., H. E. WEBER, R. DÜLL, V. WIRTH & W. WERNER (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - Scripta Geobotanica XVIII, Göttingen, 262 S.
- JÖDICKE, K. & STUHR, J. (2007): Bewertung der Qualitätskomponente Makrophyten in Marschgewässern. Erprobung und Verfahrensbeschreibung für tideoffene, nicht tideoffene und künstliche Wasserkörper. - Gutachten i. A. des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, Kiel-Flintbek, 41 S.
- KOHLER, A. (1978): Methoden zur Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. - Landschaft + Stadt, 10 (2), 73-85.

- LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER) (2005): Rahmenkonzeption zur Aufstellung von Monitoringprogrammen und zur Bewertung des Zustands von Oberflächengewässern - Empfehlung. LAWA-Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“ LAWA-AO, 60 S.
- 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. + Anh.
- PALL, K & V. MAYERHOFER (2010): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente. Teil A4 - Makrophyten. Gutachten i. A. des BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (BMLFUW), Wien, 64 S. (www.lebensministerium.at).
- RAABE, E.-W. (1982): Die Zerstörung der Urlandschaft der Haseldorfer Binnenelbe. - Zeitschrift für Natur- und Landeskunde von Schleswig-Holstein und Hamburg: Die Heimat, 89/8, 261-269.
- SCHAUMBURG, J., C. SCHRANZ, D. STELZER, G. HOFMANN, A. GUTOWSKI, J. FOERSTER (2006): Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. (Stand Januar 2006) - Bayerisches Landesamt für Umwelt, München, 120 S.
- STILLER, G. (2005a): Bewertung der Qualitätskomponente Makrophyten in ausgewählten tidebeeinflussten Flussunterläufen und Koog-Gewässern in den Marschen von Schleswig-Holstein gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. - Gutachten i. A. des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, Kiel-Flintbek, 76 S.
- STILLER, G. (2005b): Bewertungsverfahren für die Qualitätskomponenten Makrophyten und Angiospermen in der Tideelbe gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. - Gutachten i. A. der ARGE ELBE, Wassergütestelle Elbe, Hamburg, 47 S.
- 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. + Anh.
- STILLER, G. (2007a): Bewertung tideoffener Marschgewässer gem. EG-Wasserrahmenrichtlinie. - i. A. des NLWKN, Betriebsstelle Stade, 4 S. + Anh.
- STILLER, G. (2007b): Vorgezogene überblicksweise Überwachung der Qualitätskomponenten Makrophyten und Angiospermen in der Tideelbe gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie. - Gutachten i. A. der ARGE ELBE, Wassergütestelle Elbe, Hamburg, 33 S. + Anh.
- STILLER, G. (2008a): Untersuchungen der Qualitätskomponenten Makrophyten in den tidebeeinflussten Flussunterläufen von Unterweser, Hunte und Ochtum gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie. - Gutachten i. A. des NLWKN, Brake-Oldenburg, 22 S. + Anh.
- STILLER, G. (2008b): Überblicksweise Überwachung der Qualitätskomponenten Makrophyten und Angiospermen in der Tideelbe gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie. - Gutachten i. A. der ARGE ELBE, Wassergütestelle Elbe, Hamburg, 31 S. + Anh.
- STILLER, G. (2009a): Untersuchungen der Qualitätskomponenten Makrophyten in niedersächsischen Fließgewässern sowie Marschgewässern ohne und mit Tideeinfluss gem. EG-Wasserrahmenrichtlinie. - Gutachten i. A. des NLWKN, Betriebsstelle Stade, 9 S. + Anh.
- STILLER, G. (2009b): Fortschreibung der Untersuchungen zur Ermittlung von Ursachen für die Variabilität von Makrophytenbestände im Bearbeitungsgebiet der Tideelbe. - Gutachten i. A. der Flussgebietsgemeinschaft Elbe, Magdeburg, 14 S. + Anh.
- STILLER, G. (2010a): Untersuchungen der Qualitätskomponenten Makrophyten in den Tidegewässers Geeste, Lesum, Wümme und Delme sowie im nicht tideoffenen Huchtinger Fleet gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie. - Gutachten i. A. des Senator für Umwelt, Bau, Verkehr und Europa, FH Bremen, 23 S. + Anh.
- STILLER, G. (2010b): Überblicksmonitoring der Qualitätskomponenten Makrophyten und Angiospermen in der Tideelbe sowie Hinweise zur Zuverlässigkeit und Genauigkeit der Ergebnisse gemäß EG-WRRL. - Gutachten i. A. der Flussgebietsgemeinschaft Elbe, Magdeburg, 20 S. + Anh.
- SCHOLLE, J. & B. SCHUCHARDT (1996): Nebenflüsse und ihre Bedeutung für die Regeneration der Biozönose des Hauptgewässers. - In: LOZÁN, J. L. & H. KAUSCH: Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren. Berlin, S. 286-292.

- STUHR, J. & K. JÖDICKE (2003): Makrophyten in Fließgewässern - Typisierung der Fließgewässervegetation Schleswig-Holstein als Grundlage für eine ökologische Zustandsbewertung gemäß WRRL. - Gutachten i. A. des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, Kiel-Flintbek, 53 S. + Anh.
- WAGNER, F. H., R. MAUTHNER-WEBER & G. OFENBÖCK (2010): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente - Einleitung. - Gutachten i. A. des BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (BMLFUW), Wien, 44 S. (www.lebensministerium.at).
- WEYER, K. VAN DE (2008): Fortschreibung des Bewertungsverfahrens für Makrophyten in Fließgewässern in Nordrhein-Westfalen gemäß den Vorgaben der EG-Wasser-Rahmen-Richtlinie. - Gutachten i. A. des Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Arbeitsblatt 3, Recklinghausen, 77 S.
- WRRL (Wasserrahmenrichtlinie): Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlaments des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.- Abl. L 327 vom 22.12.2000, geändert durch Entscheidung Nr. 2455/2001/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 20. November 2001 - Abl. L 331 vom 15.12.2001.

6.2 Empfohlene Bestimmungsliteratur und Rote Listen

- CASPER, S. J. & H. D. KRAUSCH (1980): Pteridophyta und Anthophyta. 1. Teil. In: Ettl, H., Gärtner, G., Heynig, H. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bd. 23. – Fischer, Stuttgart, New York. 403 pp.
- CASPER, S. J. & H. D. KRAUSCH (1981): Pteridophyta und Anthophyta. 2. Teil. In: Ettl, H., Gärtner, G., Heynig, H. (Hrsg.): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bd. 24. – Fischer, Stuttgart, New York. 538 pp.
- FRAHM, J.-P. (1998): Moose als Bioindikatoren. - Quelle & Meyer, Wiesbaden, 187 S.
- FRAHM, J.-P., W. FREY (1992): Moosflora. - Ulmer, Stuttgart, 528 S.
- GARVE, E. (2004): Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. - Inform. d. Naturschutz Niedersachs., Nr. 1, Hildesheim, 76 S.
- HAEUPLER, H. & T. MUER (2000): Bildatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschland.- Ulmer, Stuttgart, 759 S.
- HAMANN, U. & A. GARNIEL (2000): Die Armleuchteralgen Schleswig-Holsteins – Rote Liste. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein. 50 pp.
- HASLAM, S. M.; C. A. SINKER & P. A. WOLSELEY (1982): British water plants. – Field Studies. – The Natural History Museum, London. 351 pp.
- KORNECK, D., M. SCHNITTLER & I. VOLLMER (1996): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) Deutschlands. – Schr.-R. f. Vegetationskunde, BfN, Bonn-Bad Godesberg, 28. 21-187 pp.
- KRAUSCH, H.-D. (1996): Farbatlas Wasser- und Uferpflanzen. - Ulmer, Stuttgart, 315 S.
- KRAUSE, W. (1997): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 18: Charales (Charophyceae). – Gustav Fischer Verlag, Jena. 202 S.
- KRESKEN, G.-U. (2000): Vorläufiger Bestimmungsschlüssel der Gattung *Callitriche*. - Botan. Verein zu Hamburg e. V., Regionalstelle Pflanzenschutz, 7 S.
- MIERWALD, U. & K. ROMAHN (2006): Die Farn- und Blütenpflanzen Schleswig-Holsteins - Rote Liste. – Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, Flintbek, Bd. 1. 122 pp.
- MOESLUND, B.; LÖTJNANT, B.; MATHIESEN, H.; MATHIESEN, L.; PEDERSEN, A.; THYSSEN, N. & J. CH. SCHOU (1990): Danske vandplanter. – Miljøministeriet. Miljønyt Nr. 2 1990. 187 pp.
- OBENDORFER, E. (1994): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. - Ulmer, Stuttgart, 1050 S.
- PRESTON, C.-D. (1995): Pondweeds of Great Britain and Ireland. - Botanical Society of the British Isles, Handbook No. 8, London, 352 S.
- PRESTON, C. D. & J. M. CROFT (1997): Aquatic plants in Britain and Ireland. – Harley Books. 365 pp.
- RAABE, E.-W. (1975): Über die großen *Scirpus*-Arten unserer Gewässer. - Kieler Notizen zur Pflanzenkunde in Schleswig-Holstein, 7 (3) 46-57.
- RICH, T. C. G. & A. C. JERMY. (1998): Plant Crib 1998. - Botanical Society of the British Isles, London, 391 S.
- ROTHMALER, W. (1997-2002): Exkursionsflora von Deutschland. - G. Fischer, Jena, Stuttgart, Bd. 1; Spektrum Akad. Verlag, Heidelberg, Berlin, Bd. 3 und 4.
- ROWECK, H. & W. SCHÜTZ (1988): Zur Verbreitung seltener sowie systematisch kritischer Laichkräuter (*Potamogeton*) in Baden-Württemberg. - Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 63, Karlsruhe, 431-524.
- SCHMIDT, D., K. VAN DE WEYER, W. KRAUSE, L. KIES, A. GARNIEL, U. GEISSLER, A. GUTOWSKI, R. SAMIETZ, W. SCHÜTZ, H.-CH. VAHLE, M. VÖGE, P. WOLF & A. MELZER (1996): Rote Liste der Armleuchteralgen (Charophyceae) Deutschlands. – Schr.-R. f. Vegetationskunde, BfN, Bonn-Bad Godesberg, 28. 547-576 pp.
- VAHLE, H.-CH. (1990): Armleuchteralgen (*Characeae*) in Niedersachsen und Bremen - Verbreitung, Gefährdung und Schutz. - Inform. d. Naturschutz Niedersachs., 5, Hannover, S. 85-130.
- WEYER, K. VAN DE & C. SCHMIDT (2007): Bestimmungsschlüssel für die aquatischen Makrophyten (Gefäßpflanzen, Armleuchteralgen und Moose) in Deutschland. - Nettetal.
- WISSKIRCHEN, R. & H. HAEUPLER (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands.

Anhang

Bewertungsverfahren

- Tab. A1: Liste der potenziell und aktuell im Zuge der bisherigen Untersuchungen in den Tidegewässern unterhalb der MThw-Linie auftretenden Pflanzenarten mit Angabe der Einstufung in die ökologischen Kategorien - (vgl. BMT-Tool)
- Tab. A2: Beispielhafte Ergebnisdarstellung - Auszug aus der Excel-Bewertungsmatrix
Berechnung des STI-Makrophyten in Tidegewässern und Zuordnung zu den ökologischen Zustands- und Potenzialklassen einschl. Angabe des EQR - (Auszug, Details vgl. BMT-Tool Teil I bis III)
- Tab. A3: Anleitung zur Excel-Bewertungsmatrix - (vgl. BMT-Tool)

Kartierprotokoll zum BMT-Verfahren

Bewertung der QK Makrophyten in Tidegewässern Nordwestdeutschlands gem. EG-WRRL

Tab. A1: Liste der potenziell und aktuell im Zuge der bisherigen Untersuchungen in den Tidegewässern unterhalb der MThw-Linie auftretenden Pflanzenarten mit Angabe der Einstufung in die ökologischen Kategorien - (vgl. BMT-Tool)

Lfd.-Nr.	DV-Nr.	Wuchsform	Wissenschaftlicher Name	ökol. Kat.	Lfd.-Nr.	DV-Nr.	Wuchsform	Wissenschaftlicher Name	ökol. Kat.
1	k.A.	sonstige	<i>Alopecurus pratensis</i>	1	82	2695	e	<i>Oenanthe aquatica</i>	2
2	k.A.	sonstige	<i>Anthriscus sylvestris</i>	1	83	2364	e	<i>Persicaria dubia</i>	2
3	k.A.	sonstige	<i>Arctium minus</i>	1	84	2361	e	<i>Persicaria hydropiper</i>	2
4	k.A.	e	<i>Aster x salignus</i>	1	85	2362	e	<i>Persicaria lapathifolia</i>	2
5	k.A.	e	<i>Atriplex littoralis</i>	1	86	2022	e	<i>Phragmites australis</i>	2
6	k.A.	e	<i>Atriplex portulacoides</i>	1	87	2678	sonstige	<i>Poa trivialis</i>	2
7	k.A.	sonstige	<i>Atriplex prostrata</i>	1	88	2002	e+s	<i>Potamogeton crispus</i>	2
8	2867	e	<i>Barbarea stricta</i>	1	89	2664	s	<i>Potamogeton pusillus</i>	2
9	2862	e	<i>Bidens cernua</i>	1	90	k.A.	e	<i>Puccinellia distans</i>	2
10	2860	e	<i>Bidens frondosa</i>	1	91	2660	e	<i>Pulicaria dysenterica</i>	2
11	2859	e	<i>Bidens tripartita</i>	1	92	k.A.	sonstige	<i>Ranunculus ficaria ssp. bulbifera</i>	2
12	k.A.	sonstige	<i>Carex arenaria</i>	1	93	2980	e	<i>Rorippa amphibia</i>	2
13	k.A.	e	<i>Carex hirta</i>	1	94	2645	e	<i>Rorippa anceps</i>	2
14	k.A.	sonstige	<i>Chenopodium rubrum</i>	1	95	k.A.	sonstige	<i>Rumex acetosa</i>	2
15	k.A.	sonstige	<i>Cirsium arvense</i>	1	96	2639	sonstige	<i>Rumex conglomeratus</i>	2
16	2809	e	<i>Deschampsia cespitosa</i>	1	97	k.A.	e	<i>Rumex crispus</i>	2
17	2793	e	<i>Epilobium hirsutum</i>	1	98	2638	e	<i>Rumex hydrolapathum</i>	2
18	2749	e	<i>Impatiens glandulifera</i>	1	99	2623	e	<i>Salix viminalis</i>	2
19	2739	e	<i>Juncus compressus</i>	1	100	2026	sonstige	<i>Scirpus sylvaticus</i>	2
20	2737	sonstige	<i>Juncus effusus</i>	1	101	2614	e	<i>Scutellaria galericularia</i>	2
21	2204	e	<i>Juncus ranarius</i>	1	102	k.A.	e	<i>Senecio erraticus</i>	2
22	k.A.	sonstige	<i>Juncus tenuis</i>	1	103	2967	e	<i>Sium latifolium</i>	2
23	2709	e	<i>Mentha arvensis</i>	1	104	2979	e	<i>Solanum dulcamara</i>	2
24	2275	s	<i>Myriophyllum heterophyllum</i>	1	105	2601	e	<i>Sonchus palustris</i>	2
25	2658	sonstige	<i>Persicaria amphibia var. terrestre</i>	1	106	2992	e+s	<i>Sparganium emersum</i>	2
26	2686	e	<i>Petasites hybridus</i>	1	107	k.A.	e	<i>Spergularia media</i>	2
27	2074	e	<i>Phalaris arundinacea</i>	1	108	k.A.	e	<i>Spergularia salina</i>	2
28	k.A.	sonstige	<i>Plantago major</i>	1	109	2031	s	<i>Spirodela polyrhiza</i>	2
29	k.A.	sonstige	<i>Poa annua</i>	1	110	2598	e	<i>Stachys palustris</i>	2
30	k.A.	e	<i>Potentilla anserina</i>	1	111	2591	sonstige	<i>Symphytum officinale</i>	2
31	2978	e	<i>Ranunculus repens</i>	1	112	2578	e	<i>Typha latifolia</i>	2
32	2652	e	<i>Ranunculus sceleratus</i>	1	113	k.A.	e	<i>Valeriana procurrens</i>	2
33	2651	e	<i>Reynoutria japonica</i>	1	114	k.A.	e	<i>Valeriana sambucifolia</i>	2
34	2644	e	<i>Rorippa palustris</i>	1	115	2032	e	<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	2
35	2643	e	<i>Rorippa sylvestris</i>	1	116	2028	e	<i>Veronica beccabunga</i>	2
36	2641	e	<i>Rudbeckia lacianata</i>	1	117	2566	e	<i>Veronica catenata</i>	2
37	2637	e	<i>Rumex maritimus</i>	1	118	2007	e+s	<i>Zannichellia palustris ssp. palustris</i>	2
38	k.A.	sonstige	<i>Rumex obtusifolius</i>	1	119	2034	e	<i>Alisma plantago-aquatica</i>	3
39	k.A.	e	<i>Rumex thyrsiflorus</i>	1	120	k.A.	e	<i>Aster tripolium</i>	3
40	k.A.	sonstige	<i>Rumex trianguivalvis</i>	1	121	2856	e	<i>Bolboschoenus maritimus</i>	3
41	k.A.	e	<i>Sagina procumbens</i>	1	122	2173	e+s	<i>Callitriche platycarpa</i>	3
42	k.A.	sonstige	<i>Saponaria officinalis</i>	1	123	2263	e+s	<i>Callitriche stagnalis</i>	3
43	2615	e	<i>Scrophularia umbrosa</i>	1	124	2847	e	<i>Caltha palustris</i>	3
44	k.A.	e	<i>Sonchus arvensis</i>	1	125	2013	e	<i>Cardamine amara</i>	3
45	k.A.	e	<i>Spartina anglica</i>	1	126	2188	e	<i>Carex riparia</i>	3
46	k.A.	sonstige	<i>Taraxacum officinale</i>	1	127	2831	e	<i>Cicuta virosa</i>	3
47	k.A.	sonstige	<i>Urtica dioica</i>	1	128	k.A.	e	<i>Cochlearia anglica</i>	3
48	2066	e	<i>Acorus calamus</i>	2	129	2795	e	<i>Eleocharis uniglumis</i>	3
49	2257	e	<i>Agrostis gigantea</i>	2	130	2976	e	<i>Equisetum fluviatile</i>	3
50	2258	e	<i>Agrostis stolonifera</i>	2	131	2768	e	<i>Galium palustre</i>	3
51	2879	e	<i>Angelica archangelica</i>	2	132	k.A.	e	<i>Glaux maritima</i>	3
52	2008	s	<i>Berula erecta</i>	2	133	2202	e	<i>Juncus gerardii</i>	3
53	k.A.	sonstige	<i>Calystegia sepium</i>	2	134	2725	e+s	<i>Limosella aquatica</i>	3
54	2352	e	<i>Carex acuta</i>	2	135	2020	e	<i>Nasturtium officinale</i>	3
55	2835	sonstige	<i>Chaerophyllum bulbosum</i>	2	136	2684	e	<i>Peucedanum palustre</i>	3
56	7947	e+s	<i>Chara vulgaris</i>	2	137	k.A.	e	<i>Plantago coronopus</i>	3
57	2825	sonstige	<i>Cirsium oleraceum</i>	2	138	k.A.	e	<i>Plantago maritima</i>	3
58	2824	sonstige	<i>Cirsium palustre</i>	2	139	k.A.	e	<i>Poa annua ssp. palustris</i>	3
59	k.A.	sonstige	<i>Cotula coronopifolia</i>	2	140	k.A.	e	<i>Puccinellia maritima</i>	3
60	2816	sonstige	<i>Cuscuta europaea ssp. europaea</i>	2	141	2659	e	<i>Pulicaria vulgaris</i>	3
61	k.A.	e	<i>Deschampsia wibeliana</i>	2	142	2640	e	<i>Rumex aquaticus</i>	3
62	2796	e	<i>Eleocharis palustris</i>	2	143	2054	e+s	<i>Sagittaria sagittifolia</i>	3
63	2011	s	<i>Elodea canadensis</i>	2	144	k.A.	e	<i>Salicornia europaea ssp. brachystachya</i>	3
64	2270	s	<i>Elodea nuttallii</i>	2	145	2025	e	<i>Schoenoplectus lacustris</i>	3
65	k.A.	e	<i>Elymus repens ssp. littoralis</i>	2	146	2292	e	<i>Schoenoplectus tabernaemontani</i>	3
66	2787	sonstige	<i>Equisetum palustre</i>	2	147	2608	e	<i>Senecio aquaticus</i>	3
67	2777	sonstige	<i>Eupatorium cannabinum</i>	2	148	2372	e	<i>Senecio sarracenicus</i>	3
68	2775	e	<i>Festuca arundinacea</i>	2	149	k.A.	e	<i>Suaeda maritima</i>	3
69	2773	e	<i>Filipendula ulmaria</i>	2	150	k.A.	e	<i>Triglochin maritimum</i>	3
70	2064	e	<i>Glyceria maxima</i>	2	151	2059	e	<i>Typha angustifolia</i>	3
71	2017	e	<i>Iris pseudacorus</i>	2	152	2160	s	<i>Callitriche hamulata</i>	4
72	2742	e	<i>Juncus articulatus</i>	2	153	7475	s	<i>Nitella flexilis</i>	4
73	2018	s	<i>Lemna minor</i>	2	154	k.A.	e	<i>Oenanthe conioides</i>	4
74	k.A.	e	<i>Leymus arenarius</i>	2	155	2671	s	<i>Potamogeton alpinus</i>	4
75	2718	e	<i>Lycopus europaeus</i>	2	156	k.A.	e	<i>Salicornia europaea ssp. europaea</i>	4
76	k.A.	e	<i>Lysimachia nummularia</i>	2	157	k.A.	e	<i>Salicornia stricta</i>	4
77	2714	e	<i>Lysimachia vulgaris</i>	2	158	k.A.	e	<i>Schoenoplectus x carinatus</i>	4
78	2985	e	<i>Lythrum salicaria</i>	2	159	2291	e	<i>Schoenoplectus pungens</i>	4
79	2710	e	<i>Mentha aquatica</i>	2	160	2223	e	<i>Schoenoplectus triquetter</i>	4
80	2070	e	<i>Myosotis scorpioides</i>	2	161	2606	e	<i>Senecio paludosus</i>	4
81	2005	s	<i>Myriophyllum spicatum</i>	2					

Tab. A2: **Beispielhafte Ergebnisdarstellung** - Auszug aus der Excel-Bewertungsmatrix

Berechnung des STI-Makrophyten in Tidegewässern und Zuordnung zu den ökologischen Zustands- und Potenzialklassen einschl. Angabe des EQR - (Auszug, Details vgl. BMT-Tool Teil I bis III)

Prozentuale Quantitäten der ökologischen Kategorien, einzelne und summierte K_{DA} -Werte, Verrechnung mit den Faktoren zur Besiedlungsstruktur, berechnete STI_{MT} -Werte und deren Zuordnung zum EQR bzw. zu den ökologischen Zustandsklassen

Gewässername gem. EG-WRRL	OWK1		OWK2				OWK3				OWK4	
Probestellen-Nr.	PS1	PS2	PS3	PS4	PS5	PS6	PS7	PS8	PS9	PS10	PS11	
Erfassungsjahr / Aufnahme datum	2010	10.08.	10.08.	11.08.	11.08.	11.08.	11.08.	12.08.	12.08.	12.08.	12.08.	13.08.
Artenzahl je Probestelle	13	2	27	9	23	18	22	30	25	25	30	
Besiedlungsstrukturfaktor (submerse+emerse MP)	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	1,00	1,00	0,75	0,75	1,00	
max. Siedlungstiefe [m] (untere Vegetationsgrenze)	0,8	1,0	0,8	1,0	0,8	0,8	0,4	0,6-0,8	0,6-0,8	0,8	k.A.	
Ausdehnung Makrophyten [m]	4,0-5,0	3,0-5,0	< 2,0	4,0-5,0	2,0-4,0	45,0	< 2,0	2,0-5,0	> 5,0	< 2,0	4,0+4,0	
Zusatzkriterien zur Besiedlungsstruktur:												
Ausdehnung (1-3 Punkte)	2	2	1	2	2	3	1	2	3	1	3	
Vegetationzonierung (1-3 Punkte)	2	1	1	2	2	2	1	2	2	1	2	
Vitalität (1-3 Punkte)	2	1	1	2	2	2	2	2	1	1	3	
Summe Zusatzkriterien	6	4	3	6	6	7	4	6	6	3	8	
Besiedlungsstrukturfaktor (emerse Makrophyten)	0,75	0,50	0,50	0,75	0,75	0,75	0,50	0,75	0,75	0,50	0,75	

Summe der prozentualen Quantitäten der vier ökologischen Kategorien ¹⁾	1	1,97	0,00	9,24	0,50	10,24	4,24	34,72	9,87	3,49	19,09	15,56
	2	83,74	100,00	89,08	85,43	55,63	68,22	44,44	78,34	56,72	74,43	70,62
	3	13,79	0,00	0,84	14,07	33,45	27,12	17,13	8,92	39,79	6,15	11,11
	4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,70	2,55	0,00	0,00	2,47

¹⁾ ohne die nicht bis zur Art bestimmten und daher nicht eingestufenen Taxa

K_{DA} -Werte der ökologischen Kategorien	1	5	0	4	5	3	5	2	4	5	3	3
	2	10	10	10	10	10	10	9	10	10	10	10
	3	13	0	11	13	14	14	13	12	14	12	13
	4	0	0	0	0	0	0	16	16	0	0	16
Summe der K_{DA} -Werte	28	10	25	28	27	29	40	42	29	25	42	

Berechnung des STI-Makrophyten in Tidegewässern und Einstufung in die Bewertungsstufen des ökologischen Zustands											
$\sum K_{DA} / \text{Anzahl der ökologischen Kategorien}$	9,33	10,00	8,33	9,33	9,00	9,67	10,00	10,50	9,67	8,33	10,50
Bs-Faktor _{sub} (submerse+emerse Makrophyten)	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	1,00	1,00	0,75	0,75	1,00
Bs-Faktor (emerse Makrophyten)	0,75	0,50	0,50	0,75	0,75	0,75	0,50	0,75	0,75	0,50	0,75
STI-Makrophyten in Tidegewässern	5,25	3,75	3,13	5,25	5,06	5,44	5,00	7,88	5,44	3,13	7,88
EQR (Ecological Quality Ratio)	0,44	0,31	0,26	0,44	0,42	0,45	0,42	0,66	0,45	0,26	0,66
ökologischer Zustand	3	4	4	3	3	3	4	2	3	4	2

Berechnung des STI-Makrophyten in Tidegewässern und Einstufung in die Bewertungsstufen des ökologischen Potenzials											
$\sum K_{DA} / \text{Anzahl der ökologischen Kategorien}$	9,33	10,00	8,33	9,33	9,00	9,67	10,00	10,50	9,67	8,33	10,50
Bs-Faktor (emerse Makrophyten)	0,75	0,50	0,50	0,75	0,75	0,75	0,50	0,75	0,75	0,50	0,75
STI-Makrophyten in Tidegewässern	7,00	5,00	4,17	7,00	6,75	7,25	5,00	7,88	7,25	4,17	7,88
EQR (Ecological Quality Ratio)	0,58	0,42	0,35	0,58	0,56	0,60	0,42	0,66	0,60	0,35	0,66
ökologisches Potenzial	3	4	4	3	3	3	4	2	3	4	2

Erläuterungen zur Berechnung:

Die Berechnung des STI_{MT} basiert auf der Grundlage der prozentualen Quantitäten der vorkommenden ökologischen Kategorien und erfolgt über die Aufsummierung der gewichteten K_{DA} -Werte, dividiert durch die Anzahl der vorkommenden ökologischen Kategorien und die Multiplikation mit dem bzw. den Faktoren zur Besiedlungsstruktur.

Tab. A3: Anleitung zur Excel-Bewertungsmatrix - (vgl. BMT-Tool)

BMT-Tool_2011-V1-1

Das vorliegende Bewertungstool erlaubt die Durchführung der **Bewertung der Qualitätskomponente Makrophyten in Tidegewässern** Nordwestdeutschlands gemäß

Verfahrensanleitung zur Bewertung der Qualitätskomponente Makrophyten in Tidegewässern Nordwestdeutschlands gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie (**BMT-Verfahren**) - Stiller (2011)

Die Excel-Bewertungsmatrix

"Berechnung des STI-Makrophyten in Tidegewässern STI_{MT} und Zuordnung zu den ökologischen Zustands- bzw. Potenzialklassen"

besteht aus folgenden drei Tabellenblättern:

Teil I	<u>Pflanzenmenge</u> der vorkommenden Makrophyten, sortiert nach den ökologischen Kategorien, sowie Angaben zur Besiedlungsstruktur hier: Dateneingabe
Teil II	<u>Quantitäten</u> der vorkommenden Makrophyten und Gesamtquantitäten der Probestellen hier: automatische Berechnungen
Teil III	<u>Prozentuale Quantitäten</u> der vorkommenden Makrophyten und der ökologischen Kategorien sowie <u>KDA-Werte / ÖZK und ÖPK / EQR-Werte</u> hier: automatische Berechnungen + Ausgabe der Ergebnisse

Die Eingabe von Daten erfolgt ausschließlich im 1. Tabellenblatt "PfIM_Kohler"!

Dabei nur die grün hinterlegten Felder ausfüllen!

Außer den Kopfdaten sind die Angaben zur Besiedlungsstruktur der submersen und emersen Makrophyten sowie die Zusatzkriterien für die emersen Makrophyten **zwingend erforderlich**. Danach werden die Pflanzenmengen (Kohler-Skala) für die an den Probestellen erfassten Arten eingetragen.

Die Pflanzenarten sind nach den ökologischen Kategorien 1-4 in vier Blöcken sortiert. Innerhalb der Blöcke ist die Sortierung alphabetisch. Im Falle der Frühjahrsblüher werden die Pflanzenmengen aus der Frühjahrskartierung eingegeben.

Alle im 1. Tabellenblatt getätigten Eingaben werden entweder unmittelbar in die folgenden Tabellenblätter übernommen (z.B. Probestellen-Nr., Aufnahmedatum) oder es werden Berechnungen zwischen den Tabellenblättern (z.B. Umwandlung der PfIM in Quantitäten) durchgeführt.

Durch setzen des Filters in der Spalte "Präsenz" auf "x" werden nur die tatsächlich in den untersuchten Probestellen erfassten Taxa angezeigt. Dies kann für alle drei Tabellenblätter durchgeführt werden.

Im 3. Tabellenblatt wird das Ergebnis der ökologischen Zustands- bzw. Potenzialklasse und die dazugehörigen EQR-Werte ausgegeben. Die letzte Seite dieses Tabellenblattes kann als Tabelle mit ÖZK, ÖPK und EQR-Werten ausgedruckt bzw. kopiert werden.

Achtung:

Es dürfen keine Änderungen der Einstufung der Arten in die ökologischen Kategorien und keine Formeländerungen vorgenommen werden, da ansonsten Fehler bei der Berechnung entstehen.

Zum Schutz vor versehentlichen Eingaben, sind in allen Tabellenblättern nur die grün markierten Felder freigegeben, alle übrigen sind gesperrt. Das Passwort lautet "BMT".

Für Fragen zur Anwendung sowie Hinweise auf Fehler, Änderungen und/oder Ergänzungen wenden Sie sich bitte an die Urheberin des Verfahrens:

Gabriele Stiller, Jaguarstieg 6, 22527 Hamburg

Tel.: 040 / 40 18 80 95 / Fax: 040 / 40 18 80 96

Gabriele.Stiller@t-online.de

Nomenklatur und DV-Nr. richten sich nach:

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (2003): Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands zur Kodierung biologischer Befunde. - Info.-ber. Heft 1, München, 388 S.

Kartierprotokoll zum BMT-Verfahren

Bewertung der Qualitätskomponente Makrophyten in Tidegewässern Nordwestdeutschlands gem. EG-WRRL

Gewässername:	Lage / Ort der Probestelle:	Probestellen-Nr.: xxx
Gewässertyp:	Oberflächenwasserkörper:	Strom-km:
Gewässerbreite:	Exposition:	Länge des Kartierabschnitts:
Bearbeiter:	Datum:	Uhr:
		Foto-Nr.:

Geogr. Koord. [GK] - obere Vegetationsgrenze (MTHW-Linie)		Abweichung vom MTHW bzw. MTNW	
RW	HW	HW	NW
Geogr. Koord. [GK] - untere Vegetationsgrenze		max. Siedlungstiefe:	
RW	HW		

(x) Ufermorphologie (Litoral)	Beschreibung	[%]	Substrat
naturnah			Schlick
verbaut			Ton / Lehm (< 0,063 mm)
			Sand (0,063-2 mm)
			Fein-/Mittelkies (2-6,3/6,3-20 mm)
flach (< 1:20)			Grobkies (20-63 mm)
mittel (1:5 bis 1:20)			Steine (63-200 mm)
steil (> 1:5)			Blöcke (> 200 mm)

Makrophyten	Ausdehnung [m]	Dominante Arten / Vegetationstypen / Hinweise
Vegetationszone 1		
Vegetationszone 2		
Vegetationszone 3		
Vegetationszone 4		
Gesamtbestand		

Zusatzkriterien zur Besiedlungsstruktur der Makrophyten			
Ausdehnung (Ausmaß der Beeinträchtigung)		FG-Typ 22.1; 22.2 bzw.	FG-Typ T1 bzw.
	(x)	FG-Typ 20; 22.2; T2	(x) FG-Typ 22.3; T1; T2
	3	keine bis gering (> 5 bzw. 10 m)	3 keine bis gering (> 20 bzw. 50 m)
	2	mäßig (2-5 bzw. 5-10 m)	2 mäßig (10-20 bzw. 25-50 m)
	1	stark (< 2 bzw. 5 m)	1 stark (< 10 bzw. 25 m)
Vegetationszonierung (Ausmaß der Beeinträchtigung)	(x)	alle FG-Typen	Art der Beeinträchtigung
	3	keine bis gering	
	2	mäßig	
1	stark		
Vitalität (Ausmaß der Beeinträchtigung)	3	keine bis gering	
	2	mäßig	
	1	stark	

Gewässerumfeld	Ausdehnung [m]	Vegetations- bzw. Biotoptypen / Nutzung / Hinweise
Ufervegetation		
angrenzende Umlandnutzung		
Vorland (MTHW bis Deich)		

