

# Harmonisierung der Verfahren zur Bewertung der Qualitätskomponente Makrophyten in Marschgewässern Nordwestdeutschlands (BEMA-Verfahren)



## Verfahrensbeschreibung für nicht tideoffene Wasserkörper

Auftraggeber: Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein  
Hamburger Chaussee 25  
24220 Flintbek

Auftragnehmer: Biologen im Arbeitsverbund  
Tüderkamp 28 24582 Brügge  
IBL Umweltplanung GmbH  
Bahnhofstr. 14a 26123 Oldenburg

Bearbeitung: Dipl.-Biol. Holger Brux  
Dipl.-Biol. Klaus Jödicke  
Dipl.-Biol. Joachim Stuhr



Juni 2009

---

1 Aufgabenstellung.....	1
2 Ausgangssituation und Vorgehensweise .....	3
2.1 Bestehende landesspezifische Verfahren .....	3
2.1.1 Niedersachsen.....	3
2.1.2 Schleswig-Holstein .....	4
2.2 Harmonisierung – Entwicklung des BEMA-Verfahrens .....	5
2.2.1 Vorüberlegung .....	5
2.2.2 Inhaltliche Arbeitsschritte.....	6
2.2.2.1 Vergleich der Bewertungsverfahren .....	6
2.2.2.2 Überprüfung und Festlegung der Subtypen (ST) .....	6
2.2.2.3 Ergänzung der Hydrophyten-Arten.....	8
2.2.2.4 Überarbeitung der qualitativen und quantitativen Wertezahlen.....	9
2.2.2.5 Überarbeitung des Kriteriums Gesamtdeckung.....	9
2.2.2.6 Überarbeitung des Kriteriums Artenzahl.....	11
2.2.2.7 Ergänzung des Kriteriums Wuchsformenanzahl .....	13
2.2.2.8 Ergänzung des Kriteriums Berücksichtigung Elodeiden-Ceratophyllum-Typ und Lemniden-Typ.....	14
2.2.2.9 Integration von Marschgräben.....	15
2.2.2.10 Überarbeitung der Potenzialklassengrenzen.....	16
2.2.2.11 Festlegung der Aufnahmemethodik.....	16
2.2.2.12 Probelauf / Vergleich der Bewertung.....	16
3 Beschreibung des BEMA-Verfahrens.....	20
3.1 Vorbemerkung .....	20
3.2 Vorbereitung der Erhebung .....	22
3.3 Durchführung der Erhebung.....	24
3.3.1 Hydrophytengeprägte Gewässer.....	24
3.3.2 Tideoffene, von Helophyten geprägte Gewässer .....	28
3.4 Ermittlung der Subtypen.....	29
3.5 Beschreibung der Subtypen - Leitbilder .....	31
3.5.1 Subtyp 1 - schmale bis mittelbreite geestbeeinflusste Marschgewässer.....	31
3.5.2 Subtyp 2 - breite geestbeeinflusste Marschgewässer .....	34

3.5.3	Subtyp 3 - schmale bis mittelbreite Marschgewässer ohne Geesteinfluss .....	36
3.5.4	Subtyp 4 - breite Marschgewässer ohne Geesteinfluss .....	38
3.5.5	Subtyp 5 - Marschgewässer der Polder und Köge .....	41
3.5.6	Subtyp 6 - Marschgewässer mit erhöhter Salinität .....	43
3.5.7	Subtyp 7 - tidebeeinflusste Marschgewässer .....	45
3.6	Bewertungsregeln und Durchführung der Bewertung .....	47
3.7	Durchführung der Qualitätskontrolle .....	53
3.8	Kurzübersicht über das Bewertungsverfahren .....	54
4	Literatur .....	55
5	Anhang .....	I

### Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Neu für BEMA aufgestellte Subtypen (ST) der Gewässertypen 22.1 und 22.2 ..	7
Tabelle 2:	Subtypenspezifische Anpassung des Kriteriums <i>Gesamtdeckung</i> für BEMA ..	10
Tabelle 3:	Gewässerbreite vs. Deckung Hydrophyten .....	10
Tabelle 4:	Subtypenspezifische Anpassung des Kriteriums <i>Artenzahl</i> für BEMA .....	12
Tabelle 5:	Entfernung Messstellen-Geest (Gewässerstrecke) vs. Artenzahl Hydrophyten ... .....	12
Tabelle 6:	Subtypenspezifische Ergänzung des Kriteriums <i>Wuchsformenanzahl</i> für BEMA .....	14
Tabelle 7:	Transformation Ökologische Qualitäts-Kennzahl -> Ökologisches Potenzial BEMA .....	16
Tabelle 8:	Gegenüberstellung Bewertungsergebnisse Niedersachsen 2007 (alt) und 2009 (neu = BEMA) .....	18
Tabelle 9:	Gegenüberstellung Bewertungsergebnisse Schleswig-Holstein 2007 (alt) und 2009 (neu = BEMA) .....	19
Tabelle 10:	BEMA-Verfahren - Vorbereitung der Erhebung .....	22
Tabelle 11:	BEMA-Verfahren – Durchführung der Erhebung .....	27
Tabelle 12:	BEMA-Verfahren - Subtypen (ST) der Gewässertypen 22.1 und 22.2 .....	29
Tabelle 13:	Übersicht Wertzahlen und Zuordnung Wuchsformen .....	48
Tabelle 14:	Auswertung .....	53
Tabelle 15:	Qualitätskontrolle .....	53

Tabelle 16:	Schätzskaleten für Vegetationsaufnahmen .....	II
Tabelle 17:	Referenz-/Beispielaufnahmen Subtyp 1: schmale bis mittelbreite geestbeeinflusste Marschgewässer .....	III
Tabelle 18:	Referenz-/Beispielaufnahmen Subtyp 2: breite geestbeeinflusste Marschgewässer .....	IV
Tabelle 19:	Referenz-/Beispielaufnahmen Subtyp 3: schmale bis mittelbreite Marschgewässer ohne Geesteinfluss, ggf. schwach tidebeeinflusst .....	V
Tabelle 20:	Referenz-/Beispielaufnahmen Subtyp 4: breite Marschgewässer ohne Geesteinfluss ggf. schwach tidebeeinflusst .....	VI
Tabelle 21:	Referenz-/Beispielaufnahmen Subtyp 5: Marschgewässer der Köge und Polder .....	VII
Tabelle 22:	Referenz-/Beispielaufnahmen Subtyp 6: Marschgewässer mit erhöhter Salinität .....	VIII

### Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Elektrische Leitfähigkeit (ELF) vs. Artenzahl Hydrophyten (ohne Pepliden und <i>Potamogeton pectinatus</i> ) .....	11
Abbildung 2:	BEMA-Verfahren - Schema zur Ermittlung des Subtyps zur differenzierten Bewertung der Qualitätskomponente Makrophyten in Marschgewässern Nordwestdeutschlands .....	30

### Anhang

Tabelle 1:	Schätzskaleten für Vegetationsaufnahmen Referenz-/Beispielaufnahmen Subtypen 1 bis 6
------------	-----------------------------------------------------------------------------------------

# 1 Aufgabenstellung

Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie sieht vor, die biologischen Qualitätskomponenten in allen Fließgewässern zur Beurteilung der Erreichung der Umweltziele „Guter Ökologischer Zustand“ bzw. „Gutes Ökologisches Potenzial“ zu bewerten. Dies gilt auch für die Marschgewässer des LAWA-Typs 22, die in den Bundesländern Niedersachsen, Schleswig-Holstein und Hamburg eine Sonderstellung besitzen.

Die besondere Situation der Marschgewässer ergibt sich daher, dass zum einen bis vor wenigen Jahren insbesondere in Schleswig-Holstein vergleichsweise wenige Untersuchungen zu ihrer biologischen Besiedlung vorlagen. Zum anderen zeichnet sich der Typ Marschgewässer durch besondere Bedingungen aus, da einerseits eine Reihe von Gewässern einen Tide- und/oder Brackwassereinfluss mit reduzierter biologischer Besiedlung aufweisen und andererseits die große Mehrzahl der Marschgewässer aufgrund ihrer herausragenden Entwässerungsfunktion umfangreichen anthropogenen Beeinträchtigungen unterlagen und noch unterliegen (Hochwasserschutzanlagen, Uferbefestigung, intensive Ausbau- und Unterhaltungsmaßnahmen, Siel- und Schöpfbetrieb). Von wenigen Ausnahmen abgesehen wurden die natürlichen Marschgewässer demnach im Zuge der sog. Ausweisungsprüfung gemäß Art. 4 (3) WRRL als erheblich veränderte Wasserkörper eingestuft, die zusammen mit den ebenfalls zahlreichen als künstlich einzustufenden Marschgewässern als Umweltziel das „Gute Ökologische Potenzial“ erreichen sollen.

Die bislang gängigen Bewertungsverfahren für natürliche Gewässer können demnach nicht ohne weiteres auf Marschgewässer angewendet werden (umfassende Darstellung hierzu siehe IBL UMWELTPLANUNG 2007a und JÖDICKE & STUHR 2007). Dies gilt insbesondere für das sonst vielfach verwendete PHYLIB-Verfahren (SCHAUMBURG et al. 2005, 2006, IBL UMWELTPLANUNG 2004). Bei Untersuchungen im Auftrag des NLWKN von ca. 100 Messstellen in Marschgewässern zeigte sich, dass mit diesem sonst in Niedersachsen verwendeten Bewertungsverfahren ca. 40 – 60 % der Messstellen nicht bewertet werden konnten (IBL UMWELTPLANUNG 2007b, 2008). Damit kann den Anforderungen der WRRL nicht entsprochen werden. Insbesondere zeigte sich, dass die Differenzierung des LAWA-Typs 22 in die Typen 22.1 (Gewässer der Marschen), 22.2 (Flüsse der Marschen) und 22.3 (Ströme der Marsch) nicht ausreichend ist.

An ein Bewertungsverfahren für Marschgewässer sind folgende Anforderungen zu stellen:

- Differenzierung der vorkommenden Subtypen
- Eignung zur Bewertung aller Subtypen
- Bearbeiterunabhängigkeit
- Kompatibilität zu gängigen vegetationskundlichen Verfahren

Im Hinblick auf eine den Anforderungen der WRRL genügende Bewertung der Qualitätskomponente Makrophyten in Marschgewässern wurden in Niedersachsen und Schleswig-Holstein zwei Bewertungsverfahren parallel entwickelt, die aufgrund der unterschiedlichen methodischen Herangehensweise nicht ohne weiteres mit einander verschnitten werden können (siehe IBL UMWELTPLANUNG 2007a, JÖDICKE & STUHR 2007).

Im Zuge eines gemeinsamen Arbeitstreffens von NLWKN (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz), LANU SH (Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein) und den am Thema beteiligten Fachbüros aus Niedersachsen, Schleswig-Holstein und Hamburg Ende 2007 bestand Einvernehmen, dass trotz der Schwierigkeiten nach Möglichkeit ein für alle Bundesländer allgemeingültiger Bewertungsrahmen wünschenswert ist. Daraufhin wurden die Büros *IBL Umweltplanung GmbH* und *B.i.A. – Biologen im Arbeitsverbund* beauftragt, eine Harmonisierung der Bewertungsverfahren zu erarbeiten.

Das vorliegende Gutachten „Harmonisierung der Verfahren zur **Bewertung** der Qualitätskomponente **Makrophyten** in **Marschgewässern** Nordwestdeutschlands (**BEMA-Verfahren**)“ stellt die Ausgangssituation, die inhaltlichen Überlegungen zu den vorgenommenen Harmonisierungsschritten sowie das Ergebnis der Verschneidung beider Verfahren in Form einer für alle Marschgewässer gültigen Verfahrensbeschreibung vor.

## 2 Ausgangssituation und Vorgehensweise

### 2.1 Bestehende landesspezifische Verfahren

Marschgewässer des LAWA-Typs 22 finden sich verbreitet vor allem in den in Küsten- bzw. Flussmarschenlandschaften Niedersachsens und Schleswig-Holsteins, kommen aber auch aufgrund ihrer unmittelbaren Nähe zu den Strömen Elbe und Weser vereinzelt in den Ländern Hamburg und Bremen vor. Vor dem Hintergrund ihrer Häufigkeit in Niedersachsen und Schleswig-Holstein, der Notwendigkeit ihrer Bewertung im Zuge der WRRL und der Tatsache, dass dieser Fließgewässertyp mit dem ansonsten in vielen Bundesländern verwendeten PHYLIB-Verfahrens bislang nicht gesichert bewertet werden kann, wurden in den beiden Flächenländern zwischen 2006 und 2007 Verfahren entwickelt, die Qualitätskomponente Makrophyten in Marschgewässern nach den Anforderungen der WRRL zu bewerten. Aus zeitlichen und vertragsrechtlichen Gründen konnte eine methodische Abstimmung beider Verfahren nicht erfolgen.

Die beiden Verfahren werden im Folgenden hinsichtlich ihres methodischen Ansatzes kurz erläutert.

#### 2.1.1 Niedersachsen

Auf Grundlage historischer und rezenter Bedingungen hinsichtlich des Vorkommens von Hydrophyten in Marschgewässern werden bei dem von IBL UMWELTPLANUNG (2007a) aufgestellten indexbasierten Verfahren für jede submers lebende Hydrophytenart Wertpunkte abgeleitet. Die Zuordnung der Wertpunkte erfolgt spezifisch für neun Marschgewässer-Subtypen, die im Hinblick auf die Kriterien Gewässerbreite, Geesteinfluss, Substratbeschaffenheit, Salinität und Tideeinfluss differenziert wurden. Neben der Vergabe von Wertpunkten für das qualitative (a.) und quantitative (b.) Vorkommen von wertgebenden Makrophytenarten werden zusätzliche Wertpunkte für folgende Parameter vergeben:

- a. Wertpunkte *Vorkommen* wertgebender Makrophytenarten
- b. Wertpunkte *Deckung* wertgebender Makrophytenarten
- c. Wertpunkte *Gesamtdeckung* wertgebender Makrophytenarten
- d. Wertpunkte *Artenzahl* wertgebender Makrophytenarten
- e. Wertpunkte *Gesamtdeckung* aller Makrophytenarten

Im Rahmen der Bewertung einer Messstelle werden die jeweils erzielten Wertpunkte zur „*Ökologischen Qualitäts-Kennzahl*“ aufaddiert.

Zur Ermittlung der Ökologischen Potenzialklasse einer Messstelle existieren für jeden Subtyp spezifische Grenzwerte. Dies ermöglicht eine differenzierte Ermittlung des Ökologischen Potenzials auf Ebene eines jeden Marschgewässer-Subtyps (Details s. IBL UMWELTPLANUNG 2007a: 107ff). Einziger Subtyp, der mit dem Verfahren nicht bewertet werden kann, ist der weitgehend hydrophytenfreie Subtyp der stark tidebeeinflussten Marschgewässer. Für eine Bewertung dieses Subtyps wird auf das STI-Verfahren nach STILLER (2005a, b, c) verwiesen.

### 2.1.2 Schleswig-Holstein

Bei dem vegetationskundlich basierten Verfahren aus Schleswig-Holstein von JÖDICKE & STUHR (2007) werden die verschiedenen, in Marschgewässern auftretenden Vegetationstypen übergeordneten Leitbildern zugeordnet. Die Vegetationstypen werden über die dominant auftretenden Arten abgeleitet. Die eigentliche Bewertung erfolgt anhand der spezifischen Ausprägung eines Bestandes hinsichtlich der Wuchsformenvielfalt und/oder des Anteils an definierten Störzeigern. Leitbildkonforme Vegetationstypen können stets das Höchste Ökologische Potenzial, die nicht dem Leitbild entsprechenden Vegetationstypen höchstens die Ökologische Potenzialklassen 2 oder 3 erreichen.

Generell ist auch die Bewertung des weit verbreiteten hydrophytenfreien bzw. –armen Helophyten Typs möglich. Hingegen können die von Helophyten geprägten tideoffenen Marschgewässer mit dem schleswig-holsteinischen Verfahren ebenso wenig bewertet werden wie bei IBL UMWELTPLANUNG (2007a). So wird zur Bewertung der tidebeeinflussten Gewässer auch bei JÖDICKE & STUHR (2007) auf das STI-Verfahren nach STILLER (2005a, b, c) verwiesen.

Methodisch basiert das Verfahren von JÖDICKE & STUHR (2007) auf den Bewertungsrahmen von VAN DE WEYER (2001, 2008) und STUHR & JÖDICKE (2003), die das für Nordrhein-Westfalen aufgestellte Verfahren von VAN DE WEYER (2001) nach Auswertung von über 1.000 Vegetationsaufnahmen auf schleswig-holsteinische Verhältnisse übertragen und angepasst haben. Die weitergehende Anpassung des Verfahrens auf Marschgewässer erfolgte unter Berücksichtigung der speziellen Situation der erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörper. Dabei sind einige Ergebnisse eingeflossen, die von BRUENS et al. (2005) sowie von STILLER (2005a) im Rahmen der Bearbeitung künstlicher Marschgewässer bzw. Koog-Gewässer erzielt werden konnten.

## 2.2 Harmonisierung – Entwicklung des BEMA-Verfahrens

### 2.2.1 Vorüberlegung

In der jeweiligen Erprobung hat sich zunächst gezeigt, dass beide Verfahren zu nachvollziehbaren und eindeutigen Ergebnissen führen und somit geeignet sind, Marschgewässer im betreffenden Bundesland umfassend und nach Vorgaben der WRRL zu bewerten. Ein kritischer Vergleich machte allerdings – wie zu erwarten war – bestimmte Vor- und Nachteile beider Verfahren deutlich.

So ist bezüglich des niedersächsischen Verfahrens vor allem die differenzierte Bestimmung des Ökologischen Potenzials auf Basis von Subtypen sowie die Berechnung durch ein offenes Excel-Modul besonders positiv hervorzuheben. Letzteres erfordert spezielles Fachwissen des Anwenders, gewährleistet ein stets identisches Bewertungsergebnis und der Bewertungsvorgang geht schnell vonstatten. Als wesentliche Nachteile des Verfahrens haben sich die teilweise nicht eindeutige, aber stark bewertungsrelevante Zuordnung zu den Subtypen sowie die Nichtberücksichtigung der Wuchsformenvielfalt als ein Kriterium der Strukturdiversität erwiesen.

Das schleswig-holsteinische Verfahren besitzt den Vorteil, dass es eine klare Formulierung vegetationskundlicher Leitbilder beinhaltet und die Wuchsformenvielfalt berücksichtigt (Bewertung der Ausprägung bestimmter als leitbildkonform oder nicht leitbildkonform beschriebener Vegetationstypen). Nachteil des Verfahrens ist, dass der Anwender Hintergrundwissen über die Zuordnung von Makrophyten-Arten zu Wuchsformtypen, die Definition von Störzeigern und weiteren Bewertungsregeln besitzen muss.

Ausgehend von dem eindeutigen Wunsch der zuständigen Naturschutzbehörden, ein gemeinsames, für alle nordwestdeutschen Marschgewässer allgemein gültiges Bewertungsverfahren aufzustellen, ist es Aufgabe der Harmonisierung, trotz der unterschiedlichen methodischen Ansätze die Vorteile beider Verfahren zu kombinieren und ihre Nachteile zu vermeiden.

Eine erste grundlegende Überlegung war die Entscheidung, welcher methodische Ansatz dem harmonisierten Verfahren zugrunde gelegt werden soll, da eine Verschneidung oder „Nacheinanderschaltung“ des indexbasierten und vegetationskundlichen Ansatzes weder möglich noch sinnvoll erscheint. Für eine Beibehaltung des indexbasierten Ansatzes des Verfahrens von IBL UMWELTPLANUNG (2007a) sprachen folgende Argumente:

1. Die Bewertung einer Messstelle durch einfache Eingabe der zwei wesentlichen Parameter „Artenmächtigkeit“ (Deckungswerte der auftretenden Arten nach der Londo-Skala) und „Gesamtdeckung Hydrophyten“ in ein Berechnungstool ist freundlich gegenüber ungeschulten Anwendern, zeiteffektiv und führt unabhängig vom Wissenstand der Anwender stets zum selben Ergebnis.
2. Ein indexbasiertes Verfahren steht dem bundesweit vielfach angewendeten PHYLIB-Verfahren näher, das es für die Marschgewässer ersetzen soll.
3. Das Berechnungstool beruht auf einer weit verbreiteten Software (Microsoft Excel ab Version 97), die zugrunde liegenden Rechenregeln und Formeln sind transparent und die Auswirkung der verwendeten Wertzuweisungen gut nachvollziehbar.

Ausgehend von dieser grundsätzlichen Entscheidung wurde das bestehende Verfahren von IBL UMWELTPLANUNG (2007a) auf die Allgemeingültigkeit im gesamten nordwestdeutschen Vorkommensbereich von Marschgewässern (außer Bremen) hin überprüft und hinsichtlich einiger wesentlicher, bei JÖDICKE & STUHR (2007) enthaltener Aspekte ergänzt bzw. modifiziert. Hierzu wurden die in den folgenden Kapiteln aufgeführten Arbeitsschritte durchgeführt (zeitliche Reihenfolge).

## **2.2.2 Inhaltliche Arbeitsschritte**

### **2.2.2.1 Vergleich der Bewertungsverfahren**

Aufbauend auf den Vorarbeiten von JÖDICKE & STUHR (2007: 24ff) wurden beide Verfahren weiter gehend analysiert, indem weitere ausgewählte Vegetationsaufnahmen von Marschgewässern aus Niedersachsen, Schleswig-Holstein und Hamburg mit beiden Verfahren bewertet und die Ergebnisse miteinander verglichen wurden. Hieraus ließ sich in erster Linie die bereits aufgezeigte Tendenz untermauern, dass das Verfahren von IBL UMWELTPLANUNG (2007a) durchschnittlich zu eher geringeren Wertigkeiten führt. Dieser Unterschied ließ sich auch im Vergleich zum PHYLIB-Verfahren ausmachen, soweit die Gewässer damit bewertbar waren (IBL UMWELTPLANUNG 2007b, 2008). Für das Schleswig-holsteinische Verfahren zeigte sich des öfteren, dass für einzelne Vegetationstypen das Kriterium „Wuchsformenvielfalt“ zu unscharf gefasst ist und damit zu einer – verglichen mit der fachgutachterlichen Einschätzung – Überbewertung von Beständen führte. Hieraus wurden für die Harmonisierung Erkenntnisse im Hinblick auf die Implementierung des Kriterium „Wuchsformenvielfalt“ in das Berechnungstools abgeleitet.

Drei Vegetationstypen können nach JÖDICKE & STUHR (2007) nach dem Leitbild definitionsgemäß maximal das Gute bzw. Mäßige Ökologische Potenzial erreichen (Elodeiden-Ceratophyllum-Typ, Lemniden-Typ bzw. Helophyten-Typ). Diese fachliche Vorgabe spiegelt sich auch in den Bewertungsergebnissen entsprechender Aufnahmen nach Berechnung mit dem niedersächsischen Verfahren wider. Eine etwaige Abwertung theoretisch besser bewerteter Bestände über ein Zusatzkriterium kann daher bei einem gemeinsamen Verfahren entfallen.

### **2.2.2.2 Überprüfung und Festlegung der Subtypen (ST)**

Die von IBL UMWELTPLANUNG (2007a: 91ff) aufgestellten neun Subtypen wurden hinsichtlich ihrer Charakterisierung und Abgrenzung (Zuordnung) unter besonderer Berücksichtigung der regionalspezifischen Besonderheiten überprüft und anschließend neu festgelegt (Tabelle 1). Darüber hinaus erfolgte eine Präzisierung ihrer Leitbilder bzw. Referenzzustände sowie ihrer Zuordnungskriterien.

Tabelle 2: Neu für BEMA aufgestellte Subtypen (ST) der Gewässertypen 22.1 und 22.2

Typ	ST neu	ST alt *	Bezeichnung	Breite	Geest-einfluss	ELF	Sedi-ment
22.1	1	1	schmale - mittelbreite geestbeeinflusste Marschgewässer	≤ 10 m	hoch	<< 1.500 µS	überw. Marsch
22.1, 22.2	2	5	breite geestbeeinflusste Marschgewässer	> 10 m	hoch	< 1.500 µS	überw. Marsch
22.1	3	3	schmale – mittelbreite Marschgewässer ohne Geesteinfluss, ggf. schwach tidebeeinflusst	≤ 10 m	gering - nein	< 1.500 µS	Marsch
22.1, 22.2	4	6	breite Marschgewässer ohne Geesteinfluss, ggf. schwach tidebeeinflusst	> 10 m	gering - nein	≥ 1.500 µS	Marsch
22.1	5	4	Marschgewässer der Polder und Köge		nein	< 1.500 µS	Marsch
22.1, 22.2	6	7	Marschgewässer mit erhöhter Salinität		nein	> 5.000 µS	Marsch
22.1, 22.2	7	9	tideoffene Marschgewässer	> 10 m	nein		Marsch
22.1, 22.2		2 (zu 1)	schmale – mittelbreite geestnahe Marschgewässer, Torfsediment	≤ 10 m	hoch	<< 1.500 µS	mit Torf
22.1, 22.2		8 (zu 4)	schwach tidebeeinflusste Marschgewässer	> 10 m	nein	< 1.500 µS	Sand/ Schlick/ Marsch

\* nach IBL UMWELTPLANUNG (2007a)

In einem ersten Schritt wurde der alte ST 2 (schmale bis mittelbreite geestnahe Gewässer mit Torfsediment) als eigenständiger Subtyp aufgelöst. Zwar stellen derartige Gewässer eine niedersächsische Besonderheit im Übergangsbereich zwischen Geest und Marsch dar, doch lassen sich Vegetationsbestände des Subtyps adäquat auch durch Einordnung in den Subtyp 1 (schmale bis mittelbreite geestnahe Gewässer) bewerten. Dem Auftreten charakteristischer Arten wie beispielsweise *Utricularia*-Arten, *Eleocharis acicularis* oder *Juncus bulbosus* wird durch eine Aufwertung ihrer qualitativen und quantitativen Wertezahlen in den übrigen Subtypen Rechnung getragen.

Des weiteren erschien die Existenz des alten ST 8 (schwach tidebeeinflusste Marschgewässer) nicht mehr gerechtfertigt, da eine exakte Abgrenzung zu den nicht tidebeeinflussten marschfernen und den stark tidebeeinflussten Marschgewässer in der Praxis kaum möglich erscheint. Schwach tidebeeinflusste Marschgewässer, bei denen lediglich moderate Wasserstandsschwankungen zu beobachten sind, die einer Ausbildung von Hydrophyten-Beständen nicht entgegenstehen, sind den entsprechenden marschfernen Subtypen zuzuordnen. Beeinträchtigt der Tideeinfluss zunehmend die Existenz von Hydrophyten-Beständen (starke Trübung, stärkere Wasserstandsschwankungen, wechselnde, teil starke Strömung), so muss das Gewässer als „stark tidebeeinflusstes Marschgewässer“ eingestuft und mit dem STI-Verfahren nach STILLER (2005a, b, c) bewertet werden.

Der alte ST 4 (Marschgewässer der Polderflächen) wurde um die in Schleswig-Holstein auftretenden Koog-Gewässer ergänzt. Wenn auch von der hydromorphologischen Charakterisierung her zum Teil recht unterschiedlich, weisen beide Gewässerkategorien die Gemeinsamkeit auf, dass sie vom Leitbild her stark anthropogen überformt sind, überwiegend durch Helophyten-Bestände geprägt werden und nur artenarme Hydrophyten-Bestände mit zumeist geringer Gesamtdeckung aufweisen. In beiden Gewässertypen können zudem zeitweilig starke Wasserstandsschwankungen auftreten. Für beide Gewässerkategorien können daher gleiche Bewertungskriterien in Form eines gleichartigen Wertezahlenniveaus aufgestellt werden, sodass eine Vereinigung in einem Subtyp aus pragmatischen Gründen gerechtfertigt scheint.

Die weiteren sechs Subtypen (alte ST 1, 3, 5-7, 9) wurden beibehalten, teilweise aber hinsichtlich ihrer gegenseitigen Abgrenzung präzisiert und inhaltlich ergänzt.

Im Vordergrund der Präzisierung stand eine klare Definition des Begriffs „Geesteinfluss“. Da Kriterien, die auf einen Geesteinfluss hindeuten, in einem geestnahen Gewässer nicht zwangsläufig ausgeprägt sein müssen, erschien es zweckmäßiger, Kriterien oder Standortbedingungen zu definieren, die einen Geesteinfluss *ausschließen*. Folgende Kriterien schließen einen relevanten Einfluss der Geest aus und führen eindeutig zu einer Zuordnung zu den geestfernen Subtypen ST 3-7:

- Einzugsgebiet ausschließlich in der Marsch
- elektrische Leitfähigkeit > 1.500  $\mu\text{S}$
- Entfernung zur Geest (Luftlinie) > 8 km (gilt nur für Niedersachsen)
- ausschließlich toniges und/oder schlickiges Sediment (kein nennenswerter Sandanteil, hierbei allerdings stark unterhaltene Gewässerabschnitte beachten, bei denen die Kleischicht durchbrochen wurde)

Folgende Kriterien bzw. Standortbedingungen weisen auf einen Geesteinfluss hin (sind aber oftmals nicht oder nur schwach ausgeprägt):

- Einzugsgebiet zu hohen Anteilen in der Geest
- erhöhte (deutliche) Fließgeschwindigkeit
- verstärktes Auftreten von rhithralen Arten und Klarwasserarten wie beispielsweise *Potamogeton alpinus*, *Berula erecta*, *Callitriche hamulata*, *Eleocharis acicularis*,
- sandiges oder torfiges Substrat

Ist die Zuordnung eines Wasserkörpers zu einem Subtyp nach o.g. Kriterien noch immer nicht eindeutig durchzuführen, ist eine Expertenmeinung einzuholen.

### **2.2.2.3 Ergänzung der Hydrophyten-Arten**

Die bislang für die Bewertung berücksichtigten Arten sind bei IBL UMWELTPLANUNG (2007a: 116) sowie im Excel-Berechnungstool aufgeführt. Da der Liste einige insbesondere in Schleswig-Holstein häufiger in Marschgewässern auftretende Arten fehlten, wurde die Liste vollständig überarbeitet. Hierbei fanden auch Arten Berücksichtigung, die in den Fließgewässerlandschaften der Marschen verschollen oder sehr selten sind, deren Auftreten aber nicht

ausgeschlossen werden kann (siehe z. B. RAABE 1987, GARVE 2007). Auch einige Neophyten wie beispielsweise *Lemna turionifera* oder *Myriophyllum heterophyllum*, die sich derzeit nach Norden ausbreiten, wurden mit aufgenommen. Die überarbeitete Liste soll eine zukünftig lückenlose Bewertung von Marschgewässern ermöglichen. Die vollständige Artenliste mit den neu aufgenommenen Arten findet sich in Kap. 3.6 (Tabelle 13).

#### **2.2.2.4 Überarbeitung der qualitativen und quantitativen Wertezahlen**

Vor dem Hintergrund der neu aufgestellten Subtypen und des deutlich erweiterten Anwendungsbereiches des Bewertungsrahmens infolge der Berücksichtigung Schleswig-Holsteins wurden die qualitativen und quantitativen Wertezahlen aller zur Bewertung heranzuziehender Arten für jeden Subtyp umfassend überarbeitet:

- Die Wertzahlen der sog. Klarwasserarten wurden insbesondere für die Marschgewässer ohne Geesteinfluss zum Teil deutlich angehoben.
- Der Wuchformtyp „Bryiden“ wurde neu aufgenommen
- Diverse v. a. in Schleswig-Holstein vorkommende Arten wurden neu aufgenommen
- Zu jeder Wuchsformengruppe wurde eine freie Zeile eingefügt (Bezeichnung als „NN“), damit Anwender die Artenliste ohne Aufwand ergänzen können.

Änderungen gegenüber der Bewertung in IBL UMWELTPLANUNG (2007a: 116) sind in der Artenliste in Kap. 3.6 (Tabelle 13) hervorgehoben.

#### **2.2.2.5 Überarbeitung des Kriteriums Gesamtdeckung**

Erreicht die Gesamtdeckung aller positiv bewerteten Hydrophyten einer Messstelle (ohne Lemniden, *Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton trichoides*, *Ceratophyllum demersum*) 20 bzw. 50 %, so wird die Ökologische Qualitäts-Kennzahl nach IBL UMWELTPLANUNG (2007a: 114) um einen bzw. zwei Wertpunkte erhöht. Bislang war dieses Kriterium für jeden Subtyp einheitlich definiert. Im Zuge der Harmonisierung wurden die Grenzwerte der Gesamtdeckung, ab denen die Ökologische Qualitäts-Kennzahl erhöht wird, subtypenspezifisch angepasst (Tabelle 2):

**Tabelle 3: Subtypenspezifische Anpassung des Kriteriums Gesamtdeckung für BEMA**

ST neu	Bezeichnung	Aufwertung Deckung +1 alt *	Aufwertung Deckung +2 alt *	Aufwertung Deckung +1 neu - BEMA	Aufwertung Deckung +2 neu - BEMA
1	schmale - mittelbreite geestbeeinflusste Marschgewässer	> 20%	> 50 %	> 20%	> 50 %
2	breite geestbeeinflusste Marschgewässer	> 20%	> 50 %	> 10%	> 20 %
3	schmale – mittelbreite Marschgewässer ohne Geesteinfluss, ggf. schwach tidebeeinflusst	> 20%	> 50 %	> 15%	> 30 %
4	breite Marschgewässer ohne Geesteinfluss, ggf. schwach tidebeeinflusst	> 20%	> 50 %	> 5%	> 20 %
5	Marschgewässer der Polder und Köge	> 20%	> 50 %	> 5%	> 10 %
6	Marschgewässer mit erhöhter Salinität	> 20%	> 50 %	> 5%	> 10 %
7	tidebeeinflusste Marschgewässer	Standorttypindex-Verfahren nach Stiller (2005a, b, c)			

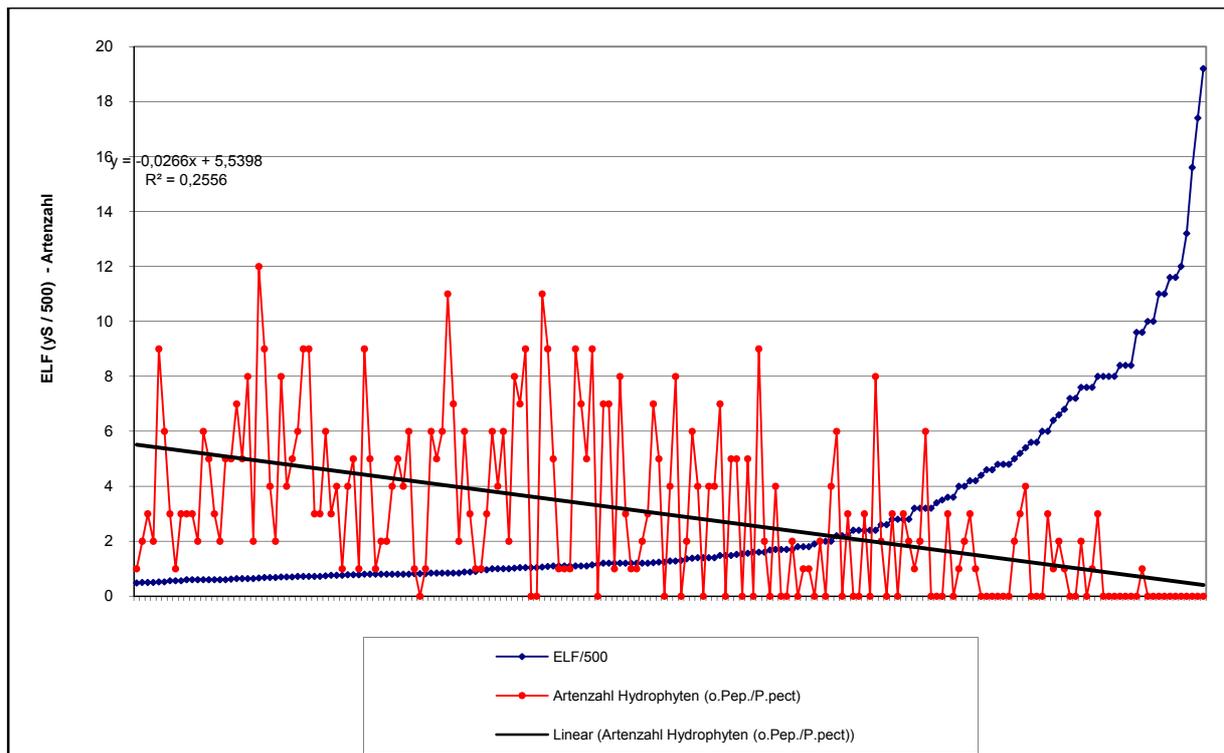
\* nach IBL UMWELTPLANUNG (2007a)

Aus Tabelle 2 wird deutlich, dass für die Subtypen 2, 4, 5 und 6 das Kriterium Gesamtdeckung nach unten verändert wurde. Hierdurch wird der Tatsache Rechnung getragen, dass mit zunehmender Breite (Tabelle 3) und mit zunehmendem Salzgehalt (Abbildung 1) auch bei Wasserkörpern, die das Gute bzw. Höchste Ökologische Potenzial erreichen die Deckung der Hydrophyten abnimmt und dieses Phänomen nicht ungewollt zu einer Unterbewertung führt. Das Gleiche gilt für die Polder- und Koog-Gewässer, die auch im Referenzzustand Hydrophyten-Bestände mit einer geringen Gesamtdeckung aufweisen.

**Tabelle 4: Gewässerbreite vs. Deckung Hydrophyten**

Gewässerbreite										
	bis 2 m	>2 bis 3 m	>3 bis 4 m	>4 bis 5 m	>5 bis 6 m	>6 bis 7m	>7bis 8 m	>8 bis 10 m	>10 bis 15m	>15 bis m
Anzahl Messstellen	11	15	25	12	18	10	19	28	27	25
Durchschnittliche Deckung Hydrophyten (ohne Pleustophyten / Pot. pect.)	19%	17%	27%	17%	14%	20	9%	5%	8%	2,5
Anzahl Messstellen	51			87				52		
Durchschnittliche Deckung Hydrophyten (ohne Pleustophyten / Pot. pect.)	23%			11%				5%		

Quelle: IBL UMWELTPLANUNG (2007a: 64)



**Abbildung 1: Elektrische Leitfähigkeit (ELF) vs. Artenzahl Hydrophyten (ohne Pepsiden und *Potamogeton pectinatus*)**

Quelle: IBL UMWELTPLANUNG (2007a: 65)

### 2.2.2.6 Überarbeitung des Kriteriums Artenzahl

Entsprechend dem Kriterium „Gesamtdeckung“ erfährt eine Messstelle eine Aufwertung um einen bzw. zwei Wertpunkte, wenn die Artenzahl aller positiv bewerteten Hydrophyten (ohne Lemniden, *Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton trichoides*, *Ceratophyllum demersum*) 5 bzw. 8 Arten überschreitet (siehe IBL UMWELTPLANUNG 2007a: 114). Bislang war dieses Kriterium für jeden Subtyp einheitlich definiert. Im Zuge der Harmonisierung wurden die Grenzwerte der Artenzahl, ab der die Ökologische Qualitäts-Kennzahl erhöht wird, subtypenspezifisch angepasst (Tabelle 4):

Tabelle 5: Subtypenspezifische Anpassung des Kriteriums *Artenzahl* für BEMA

ST neu	Bezeichnung	Aufwertung Artenzahl +1 alt*	Aufwertung Artenzahl +2 alt*	Aufwertung Artenzahl +1 neu - BEMA	Aufwertung Artenzahl +2 neu - BEMA
1	schmale - mittelbreite geestbeeinflusste Marschgewässer	> 5 Arten	> 8 Arten	> 5 Arten	> 8 Arten
2	breite geestbeeinflusste Marschgewässer	> 5 Arten	> 8 Arten	> 5 Arten	> 8 Arten
3	schmale – mittelbreite Marschgewässer ohne Geesteinfluss, ggf. schwach tidebeeinflusst	> 5 Arten	> 8 Arten	> 4 Arten	> 6 Arten
4	breite Marschgewässer ohne Geesteinfluss, ggf. schwach tidebeeinflusst	> 5 Arten	> 8 Arten	> 4 Arten	> 6 Arten
5	Marschgewässer der Polder und Köge	> 5 Arten	> 8 Arten	> 3 Arten	> 5 Arten
6	Marschgewässer mit erhöhter Salinität	> 5 Arten	> 8 Arten	> 3 Arten	> 5 Arten
7	tidebeeinflusste Marschgewässer	Standorttypindex-Verfahren nach Stiller (2005a, b, c)			

\* nach IBL UMWELTPLANUNG (2007a)

Verändert wurden die Kriterien bei den Marschgewässern ohne Geesteinfluss (ST 3 und ST 4), bei den Polder- und Koog-Gewässern (ST 5) sowie bei den Gewässern mit erhöhter Salinität (ST 6), indem die erforderliche Artenzahl herabgesetzt wurde. Hierdurch wird der Tatsache Rechnung getragen, dass die Marschgewässer ohne Geesteinfluss durchschnittlich artenärmer (Tabelle 5) und die Polder-, Koog- und Brack-Gewässer generell artenärmer ausgeprägte Hydrophyten-Bestände aufweisen (siehe hierzu IBL UMWELTPLANUNG 2007a : 60 und STILLER 2005a: 57ff).

Tabelle 6: Entfernung Messstellen-Geest (Gewässerstrecke) vs. Artenzahl Hydrophyten

Entfernung zur Geest (Gewässerstrecke)											
	bis 0 km	bis 1 km	1 bis 2km	>2 bis 3km	>3 bis 4km	>4 bis 5km	>5 bis 6km	>6 bis 8km	>8 bis 10km	>10 bis 15km	>15km
Anzahl Messstellen	24	25	13	9	9	10	10	13	9	9	20
Durchschnittliche Artenzahl Hydrophyten (ohne Pleustophyten / <i>Potamogeton pectinatus</i> )	4,5	3,7	3,8	4,8	2,7	4,0	4,5	3,9	2,7	3,2	0,7

Quelle: IBL UMWELTPLANUNG (2007a: 62)

### 2.2.2.7 Ergänzung des Kriteriums Wuchsformenanzahl

Die Wuchsformenvielfalt wurde bei IBL UMWELTPLANUNG (2007a) nicht als Bewertungskriterium berücksichtigt, spiegelt aber unter anderem die Wuchsortvielfalt im Wasserkörper wider (siehe KOHLER & VEIT 2003, VAN DE WEYER 2001). Im schleswig-holsteinischen Verfahren nach JÖDICKE & STUHR (2007) besitzt die Wuchsformenanzahl eine hohe Gewichtung für die Zuordnung von Vegetationstypen zu den Ökologischen Potenzialklassen. Die Wuchsformen werden auch in weiteren deutschen (VAN DE WEYER 2001, 2008), belgischen (LEYSSEN ET AL. 2005) und niederländischen (VAN DER MOELEN & POT 2007) Bewertungsverfahren für Makrophyten in Fließgewässern gemäß EG-WRRL berücksichtigt.

Die in Fließgewässern auftretenden Makrophyten, die zumindest teilweise Submersformen bzw. Wasserformen ausbilden, lassen sich entsprechend WIEGLEB (1991) und VAN DE WEYER (2008) morphologisch in folgende Hauptwuchsformen gliedern:

- I Rhizophyten (im Sediment wurzelnde Pflanzen)
- I.1 Helophyten (Sumpfpflanzen)
- I.2 Hydrophyten (Wasserpflanzen)
- II Pleustophyten (Wasserschweber)
- III Haptophyten (Haftpflanzen: Moose, Rot- und Grünalgen, Flechten)

Das Wuchsformenspektrum ist vor allem von den hydromorphologischen Bedingungen abhängig und liefert somit bewertungsrelevante Informationen zu den Makrophyten. Neben Trophie, Tiefen- und Strömungsvarianz (HERR et al. 1989a, VAN DE WEYER 2001, 2008) ist in Marschgewässern die Unterhaltung (unterschiedliche Techniken - Übersicht in IBL UMWELTPLANUNG 2007a - und Begriffe wie Entkrautung, Mahd, Räumung, Grundräumung) für das Wuchsformenspektrum entscheidend.

Eine Reihe von Arten kann in verschiedenen Wuchsformen auftreten, entweder in zeitlicher Abfolge oder parallel. Für die Bewertung gemäß WRRL sind unterschiedliche Wuchsformen einer Art nicht relevant<sup>1</sup>, da die Qualitätskomponente Makrophyten hinsichtlich des ökologischen Potenzials zu untersuchen ist; eine Binnendifferenzierung der Messstelle und somit eine Aussage zu den Anteilen der häufig zeitlich parallel auftreten Wuchsformen z. B. von *Sparganium emersum* oder *Sagittaria sagittifolia* ist nicht erforderlich.

- Bestimmte Wuchsformen (z. B. Landformen bei *Potamogeton* oder *Ranunculus* subgen. *Batrachium*) treten im UG nur in Reaktion bei besonderen Habitatbedingungen (z. B. Austrocknung infolge Wasserstandssenkung) auf. Diese sind für die Bewertung gemäß WRRL nicht relevant.
- Bestimmte Wuchsformen (z. B. submerse und emerse Wuchsformen von *Sparganium emersum* oder *Sagittaria sagittifolia*) treten regelmäßig am selben Wuchsort parallel auf. Auch dies liefert keine bewertungsrelevante Information.
- *Potamogeton alpinus* (BRUX et al. 1987) kann z.B. als Batrachide, Nymphaeide oder als Magnopotamide vorkommen, für die Bewertung wird die Art als Magnopotamide eingestuft.

<sup>1</sup> Die im PHYLIB-Verfahren vorgenommene Differenzierung emerger und submerger Wuchsformen (SCHAUMBURG et al. 2005, 2006) liefert keine bewertungsrelevante Information (IBL UMWELTPLANUNG 2004, 2007a).

VAN DE WEYER (2008) definiert daher konsequent für jede Art eine bewertungsrelevante Wuchsform. Diesem Ansatz wird gefolgt, wobei seine Zuordnung der Makrophytenarten zu den Wuchsformen übernommen wurde, da sie auch für Marschgewässer gut anwendbar ist.

Die „Wuchsformenzahl“ wurde dementsprechend als Bewertungskriterium mit in das harmonisierte Bewertungsverfahren aufgenommen und subtypenspezifisch differenziert (Tabelle 6):

**Tabelle 7: Subtypenspezifische Ergänzung des Kriteriums *Wuchsformenzahl* für BEMA**

ST neu	Bezeichnung	Aufwertung Wuchsformzahl +1 alt *	Aufwertung Wuchsformzahl +2 alt *	Aufwertung Wuchsformzahl +1 neu - BEMA	Aufwertung Wuchsformzahl +2 neu - BEMA
1	schmale - mittelbreite geestbeeinflusste Marschgewässer	nicht berücksichtigt	n. b.	> 7	> 10
2	breite geestbeeinflusste Marschgewässer	n. b.	n. b.	> 7	> 10
3	schmale – mittelbreite Marschgewässer ohne Geesteinfluss, ggf. schwach tidebeeinflusst	n. b.	n. b.	> 6	> 9
4	breite Marschgewässer ohne Geesteinfluss, ggf. schwach tidebeeinflusst	n. b.	n. b.	> 6	> 9
5	Marschgewässer der Polder und Köge	n. b.	n. b.	> 3	> 6
6	Marschgewässer mit erhöhter Salinität	n. b.	n. b.	> 3	> 6
7	tidebeeinflusste Marschgewässer	Standorttypieindex-Verfahren nach Stiller (2005a, b, c)			

\* nach IBL UMWELTPLANUNG (2007a)

Bei der Bestimmung der Kriteriengrenzen wurde vom Auftreten von mindestens 5 Wuchsformen in einem durchschnittlich bis artenarm ausgeprägten Hydrophyten-Bestand in Marschgewässern ausgegangen. Darauf aufbauend wurde den im Allgemeinen artenreicheren Gewässern mit Geesteinfluss eine Grenze von >7 bzw. >10 Wuchsformen zugeordnet, ab denen eine Messstelle um einen bzw. zwei Wertepunkte aufgewertet wird. Entsprechend geringer sind die Grenzwerte für solche Gewässer, die durchschnittlich geringere bis geringe Artenzahlen und damit korreliert eine geringere Wuchsformenvielfaltaufweisen.

#### **2.2.2.8 Ergänzung des Kriteriums *Berücksichtigung Elodeiden-Ceratophyllum-Typ und Lemniden-Typ***

Drei Vegetationstypen können nach JÖDICKE & STUHR (2007) nach dem Leitbild definitionsgemäß maximal das Gute bzw. Mäßige Ökologische Potenzial erreichen (Elodeiden-Ceratophyllum-Typ, Lemniden-Typ bzw. Helophyten-Typ). Durch die Fokussierung der Auswertung auf Hydrophyten sind hier nur der Elodeiden-Ceratophyllum-Typ und der Lemniden-Typ relevant. Auch für Niedersachsen und Hamburg ist dieses Kriterium sachgerecht. Für diese Typen kann auch künftig nur das Gute bzw. Mäßige Ökologische Potenzial erreicht

werden.

### **2.2.2.9 Integration von Marschgräben**

Als Marschgraben wird ein schmales, bis max. 2 m breites, zumeist mehr oder weniger flaches Marschgewässer mit kleinem Einzugsgebiet verstanden. Wie STUHR (1988), STUHR & THOMES (1988), STUHR (1993) sowie GARNIEL (2000) anhand zahlreicher Aufnahmen an Marschgräben Schleswig-Holsteins zeigen konnte, ist die Vegetationsausprägung äußerst heterogen und von zahlreichen Faktoren abhängig (siehe auch BRUX 2005, 2008, unveröff.). In erster Linie wirken sich die Intensität der Unterhaltung sowie die Nutzung der angrenzenden Flächen auf die Vegetationsausprägung aus. Zuwässerung und viehkehrende Funktionen können zu besonderen hydromorphologischen Bedingungen führen (IBL UMWELTPLANUNG 1988).

Der Nutzungseinfluss wirkt sich umso mehr aus, desto kleiner und flacher ein Graben ausgebildet ist. So können sich selbst in jährlich grundgeräumten Gräben Röhrichtbestände innerhalb einer Vegetationsperiode ausbreiten, ohne dass Hydrophyten eine größere Etablierungsmöglichkeit besitzen. So zahlreich z. B. extrem artenarme Schilfgräben in den Marschgebieten verbreitet sind, so hoch kann die Bedeutung der Vegetation kleiner Marschgräben als Wiederbesiedlungspotenzial für extrem ausgeräumte Hauptgewässer nächster Ordnung sein. So existieren Beispiele artenreicher Grabensysteme in Grünlandgebieten, die durchaus von Hydrophyten-Beständen geprägt sein können. Tendenziell liegt die durchschnittliche Artenzahl geestfernerer Gräben unter den Werten von Gräben in Geestnähe.

Obwohl die Mehrzahl der Marschgräben aufgrund ihrer Lage außerhalb des reduzierten Gewässernetzes liegen und somit unrelevant für die WRRL sind, sollte geprüft werden, ob sie mit in das harmonisierte Verfahren integriert werden und damit bewertbar gemacht werden können.

Die Ergebnisse der Berechnungen ausgewählter Aufnahmen von Marschgräben aus Niedersachsen und Schleswig-Holstein sprechen dafür, dass (kleinere) Marschgräben mit dem vorliegenden Verfahren plausibel bewertet werden können. Hierbei sind die Gräben dem Subtyp 1 (schmale bis mittelbreite Gewässer mit Geesteinfluss) oder dem Subtyp 3 (schmale bis mittelbreite Gewässer ohne Geesteinfluss) – bei deutlich erhöhter elektrischer Leitfähigkeit auch dem Subtyp 6 (Gewässer mit erhöhter Salinität) – zuzuordnen. Die ausschließlich von Helophyten eingenommenen Gräben können anhand der definierten Subtypen mit BEMA nicht bewertet werden. Sie würden aufgrund des Fehlens von Hydrophyten stets das schlechte ökologische Potenzial erreichen.

### 2.2.2.10 Überarbeitung der Potenzialklassengrenzen

Infolge der Modifikationen der qualitativen und quantitativen Werte zahlen sowie der Kriterien „Gesamtdeckung“, „Artenzahl“ und „Wuchsformenzahl“ mussten entsprechend die Wertespanssen der fünf Potenzialklassen angepasst werden. Hierbei wurde versucht, für jeden Subtyp die gleiche Abstufung zu verwenden, um einen Methodenbruch zu verhindern. Nach folgenden Werten lässt sich nunmehr die Ökologische Potenzialklasse ermitteln:

Tabelle 8: Transformation Ökologische Qualitäts-Kennzahl -> Ökologisches Potenzial BEMA

Ökologisches Potenzial	1 höchstes	2 gutes	3 mäßiges	4 unbefriedigendes	5 schlechtes
Klassengrenze Ökologische Qualitäts-Kennzahl	> 12	> 9 - 12	> 4 - 8	> 1 - 4	≤ 1

### 2.2.2.11 Festlegung der Aufnahmemethodik

Die Harmonisierung der Bewertungsverfahren wurde dazu genutzt, die für das allgemeingültige Verfahren benötigte Aufnahmemethodik zu präzisieren und als Handlungsanweisung in die Verfahrensbeschreibung zu integrieren. Hierbei fand u.a. auch das Auswahlverfahren der Messstelle Berücksichtigung, welches ausführlich in den Kapiteln 3.2 bzw. 3.3 beschrieben ist.

### 2.2.2.12 Probelauf / Vergleich der Bewertung

Um zu ermitteln, inwieweit sich das harmonisierte Verfahren auf die Bewertung der bislang bearbeiteten Marschgewässer auswirkt, wurden die alten Bewertungsergebnisse mit denen verglichen, die mit dem neuen, harmonisierten Verfahren ermittelt wurden. Fachgutachterliches Ziel war es, die Bewertungsergebnisse im Schnitt anzuheben, da bei einem Vergleich mit dem schleswig-holsteinischen Verfahren nach JÖDICKE & STUHR (2007) und auch mit dem bundesweit gültigen PHYLIB-Verfahren nach SCHAUMBURG et al. (2006) das ursprüngliche niedersächsische Verfahren nach IBL UMWELTPLANUNG (2007a) tendenziell zu schlechteren Ergebnissen führte (siehe hierzu JÖDICKE & STUHR 2007 sowie IBL UMWELTPLANUNG 2007b, 2008).

Aus den folgenden Vergleichen von Aufnahmematerial aus Niedersachsen und Schleswig-Holstein wird deutlich, dass dieses Ziel nach der Harmonisierung erreicht wurde. Dabei ist zu berücksichtigen, dass es nicht Absicht war, dass sich die Veränderungen stets in der Verbesserung der Ökologischen Potenzialklasse ausdrücken sollten. Vielmehr werden die Veränderungen über die Veränderung der Ökologischen Qualitätskennzahl deutlich, was bei Überschreitung der Klassengrenze in Einzelfällen zu einem verbesserten Gesamtergebnis führen kann. Deutlich seltener kam es zu einer Verringerung der Ökologischen Qualitätskennzahl und sehr vereinzelt zu einer nach unten veränderten Potenzialklasse.

## Vergleich Datensatz Niedersachsen

Aus den Daten aus IBL UMWELTPLANUNG 2007a (2007) wurden 237 Messstellen mit dem harmonisierten Bewertungsverfahren („BEMA-Verfahren“) neu bewertet. In Tabelle 8 sind die Bewertungsergebnisse nach den verschiedenen Verfahren gegenübergestellt. Dabei werden die Ökologische Qualitätskennzahl (ÖQZ) und das Ökologische Potenzial getrennt betrachtet. Die ÖQZ ist nach oben und unten nicht begrenzt, während das Ökologische Potenzial nur Werte zwischen 1 und 5 annehmen kann. Zu beachten ist, dass beim Vergleich des Datensatzes Niedersachsen das Ökologische Potenzial noch entsprechend IBL UMWELTPLANUNG (2007) bezeichnet ist (5 = höchstes, 1 = schlechtes ökol. Potenzial).

Es fällt auf, dass die Bewertung der schmalen bis mittelbreiten (Subtyp 1, ST1) bzw. breiten (Subtyp 2, ST2) geestbeeinflussten Gewässer bei Anwendung beim BEMA-Verfahren durchgehend besser ausfällt. Nur 2 Messstellen werden in ST1 eine Potenzial-Stufe schlechter bewertet. In beiden Fällen ändert sich die ÖQZ nur um -1, was jeweils zum Unterschreiten einer Klassengrenze führt. Die positiven Änderungen der ÖQZ liegen zwischen +1 und +3.

Die Spanne der erreichten ÖQZ ist beim ST1 am größten. Die Klassengrenze von ÖQZ 12 für das höchste ökologische Potenzial wird mit ÖQZ 19 deutlich überschritten, ebenso wird mit ÖQZ -9 die Klassengrenze für das schlechte ökologische Potenzial von +1 deutlich unterschritten. Hier macht sich die verstärkte Gewichtung der Störzeiger bemerkbar.

Bei ST2 bilden negative ÖQZ eine Ausnahme. Gegenüber dem Verfahren von IBL UMWELTPLANUNG 2007a liegt die durchschnittliche ÖQZ beim BEMA-Verfahren um 24,3% höher, bei 9% der Messstellen wird ein um eine Stufe verbessertes ökologisches Potenzial erreicht.

Bei ST3 sind die Spannen bei ÖQZ und ökologischem Potenzial geringer. Gegenüber dem Verfahren von IBL UMWELTPLANUNG (2007a) liegt die durchschnittliche ÖQZ beim BEMA-Verfahren um 8,2% höher, bei je 3 der Messstellen wird ein um eine Stufe verbessertes bzw. verschlechtertes ökologisches Potenzial erreicht.

Bei ST4 sind die Spannen bei ÖQZ und ökologischem Potenzial geringer. Gegenüber dem Verfahren von IBL UMWELTPLANUNG (2007a) liegt die durchschnittliche ÖQZ beim BEMA-Verfahren bei 3 Messstellen höher, bei einer Messstelle um eine Stufe niedriger. Da im letztgenannten Fall dadurch eine Klassengrenze übersprungen wird, wird für eine Messstelle ein um eine Stufe verschlechtertes ökologisches Potenzial erreicht, obwohl gegenüber dem Verfahren von IBL UMWELTPLANUNG (2007a) die durchschnittliche ÖQZ bei BEMA um 24,5% höher liegt. Die höhere ÖQZ führt dagegen in keinem Fall zum Überschreiten einer Klassengrenze.

Für die Untersuchung von ST5 und ST6 standen nur 9 bzw. 7 Messstellen zur Verfügung. Gegenüber dem Verfahren von IBL UMWELTPLANUNG (2007a) liegt für den ST5 die durchschnittliche ÖQZ beim BEMA-Verfahren um 70,6% höher, bei 3 der Messstellen wird ein um eine Stufe verbessertes ökologisches Potenzial erreicht.

Dagegen geht bei ST6 die Änderung der durchschnittlichen ÖQZ bei BEMA um -66,7% auf nur eine Messstelle zurück, bei der die Berücksichtigung des Störzeigers *Cladophora* zur Änderung der ÖQZ um -3 führte.

Zusammengefasst zeigt sich, dass bei Anwendung des BEMA-Verfahrens überwiegend eine höhere ÖQZ erreicht wird, die vielfach zu einer höheren Bewertung des ökologischen Potenzials führt. In allen Fällen wird beim BEMA-Verfahren gegenüber IBL UMWELTPLANUNG 2007a

die Spanne der ÖQZ deutlich größer. Dies zeigt, dass mit der Harmonisierung der Bewertungsverfahren eine bessere Differenzierung im erreicht wurde. Besonders deutlich wird dies bei ST5 (ÖQZ Spanne 5 bis 0 / 9 bis 0) und ST6 (ÖQZ Spanne 3 bis 0 / 3 bis -3).

**Tabelle 9: Gegenüberstellung Bewertungsergebnisse Niedersachsen 2007 (alt) und 2009 (neu = BEMA)**

	Mittelwert	Median	Standard- abweichung	Maximum	Minimum	% Änderung Mittelwert 2007 -> 2009	
<b>ST1</b>	4,3	3	4,2	18	-7		ÖQZ 2007
<b>N=105</b>	4,6	4	4,6	19	-9		ÖQZ 2009
	2,3	2	1,1	5	1		ökologisches Potenzial 2007
	2,4	2	1,2	5	1		ökologisches Potenzial 2009
	0,3	0	0,7	3	-2	6,2	Änderung ÖQZ 2007 -> 2009
	0,1	0	0,3	1	-1	3,3	Änderung ökol Potenzial 2007 -> 2009
<b>ST2</b>	3,5	2	4,0	17	-1		Ökologische Qualitäts Kennzahl 2007
<b>N=43</b>	4,4	3	4,8	19	-1		Ökologische Qualitäts Kennzahl 2009
	2,1	2	1,1	5	1		ökologisches Potenzial 2007
	2,3	2	1,3	5	1		ökologisches Potenzial 2009
	0,9	0	1,1	4	0	24,3	Änderung 2007 -> 2009
	0,2	0	0,4	1	0	9,0	Änderung ökol Potenzial 2007 -> 2009
<b>ST3</b>	1,2	0	1,9	8	0		Ökologische Qualitäts Kennzahl 2007
<b>N=51</b>	1,3	0	2,0	9	0		Ökologische Qualitäts Kennzahl 2009
	1,4	1	0,8	4	1		ökologisches Potenzial 2007
	1,4	1	0,7	4	1		ökologisches Potenzial 2009
	0,1	0	0,5	2	-1	8,2	Änderung 2007 -> 2009
	0,0	0	0,3	1	-1	0,0	Änderung ökol Potenzial 2007 -> 2009
<b>ST4</b>	2,2	0	3,6	14	0		Ökologische Qualitäts Kennzahl 2007
<b>N=22</b>	2,8	0	4,5	17	0		Ökologische Qualitäts Kennzahl 2009
	1,8	1	1,3	5	1		ökologisches Potenzial 2007
	1,8	1	1,2	5	1		ökologisches Potenzial 2009
	0,5	0	1,1	3	0	24,5	Änderung ÖQZ 2007 -> 2009
	0,0	0	0,2	0	-1	-2,5	Änderung ökol Potenzial 2007 -> 2009
<b>ST5</b>	1,9	1	1,9	5	0		Ökologische Qualitäts Kennzahl 2007
<b>N=9</b>	3,2	1	3,5	9	0		Ökologische Qualitäts Kennzahl 2009
	1,7	1	0,9	3	1		ökologisches Potenzial 2007
	2,0	1	1,2	4	1		ökologisches Potenzial 2009
	1,3	0	1,7	4	0	70,6	Änderung 2007 -> 2009
	0,3	0	0,5	1	0	20,0	Änderung ökol Potenzial 2007 -> 2009
<b>ST6</b>	0,4	0	1,1	3	0		Ökologische Qualitäts Kennzahl 2007
<b>N=7</b>	0,1	0	1,8	3	-3		Ökologische Qualitäts Kennzahl 2009
	1,1	1	0,4	2	1		ökologisches Potenzial 2007
	1,1	1	0,4	2	1		ökologisches Potenzial 2009
	-0,3	0	1,3	1	-3	-66,7	Änderung 2007 -> 2009
	0,0	0	0,0	0	0	0,0	Änderung ökol Potenzial 2007 -> 2009

### Vergleich Datensatz Schleswig-Holstein

Für Schleswig-Holstein stehen wesentlich weniger Aufnahmen zur Verfügung. Die für einen Vergleich sinnvoll heranzuziehenden Aufnahmen sind in der folgenden Tabelle 9 aufgeführt. Keine bzw. wenig Veränderungen haben sich für die Subtypen ST1 und ST4 ergeben. Für die Subtypen ST2 und ST3 wird hingegen deutlich, dass sich die Ökologische Qualitäts-

kennzahl zum Teil deutlich verbessert hat. Für die Aufnahme SH14 hat sich die Ökologische Potenzialklasse verschlechtert, ohne dass sich die Ökologische Qualitätskennzahl verringert hat. Dies ist auf die überarbeiteten Klassengrenzen zurückzuführen.

**Tabelle 10: Gegenüberstellung Bewertungsergebnisse Schleswig-Holstein 2007 (alt) und 2009 (neu = BEMA)**

Nr.	Subtyp	Ökologische Qualitätskennzahl alt	Ökologische Qualitätskennzahl neu	Ökologisches Potenzial alt	Ökologisches Potenzial neu
SH1	1	1	1	5	5
SH2		2	2	4	4
SH3	2	3	3	4	4
SH4		9	14	2	1
SH5		3	4	4	4
SH6		3	4	4	4
SH7		5	7	3	3
SH8	3	8	10	2	2
SH9		7	10	2	2
SH10		6	8	3	3
SH11		3	4	4	4
SH12		8	13	2	1
SH13		0	0	5	5
SH14		4	4	3	4
SH15		13	14	1	1
SH16		0	0	5	5
SH17	4	1	1	5	5
SH18		4	5	3	3
SH19		1	1	5	5
SH20		0	0	5	5
SH21		1	1	5	5

## 3 Beschreibung des BEMA-Verfahrens

### 3.1 Vorbemerkung

Das nachfolgend beschriebene Verfahren ist anwendbar für alle Marschgewässer der LAWA-Typen 22.1 (Gewässer der Marschen) und 22.2 (Flüsse der Marschen), die gemäß Leitbild von **Hydrophyten-Beständen** geprägt sind und schließt auch die schmalen Marschgräben mit ein. Der LAWA-Typ 22.3 (Ströme der Marschen) wird hier nicht betrachtet.

Eine Bewertung **tideoffener Gewässer**, die allein durch Röhrichtbestände charakterisiert werden, kann derzeit nur mit dem Standorttypindex-Verfahren nach STILLER (2005a, b, c) durchgeführt werden. Das Verfahren wird hinsichtlich der Probenahme und der Bewertungsmethodik kurz in Kap. 3.3.2 erläutert (für Details siehe STILLER 2005a, b, c).

Das vorliegende Verfahren ist das Ergebnis eines Harmonisierungsprozesses, bei dem die Vorteile der zwei zeitlich parallel in den Bundesländern Niedersachsen und Schleswig-Holstein entwickelten Bewertungsrahmen miteinander verschnitten wurden. Neben der Bearbeitung durch die beiden beauftragten Fachbüros erfolgten Koordinationsgespräche mit den zuständigen Naturschutzbehörden der Länder Schleswig-Holstein und Niedersachsen.

Das Verfahren genügt insofern den Anforderungen der WRRL, da es zur Bewertung der Qualitätskomponente Makrophyten zum einen die Artenzusammensetzung und Abundanz der Makrophytenvegetation berücksichtigt und zum anderen für jede Bewertungseinheit (Subtyp) ein spezifisches Leitbild mit entsprechenden Referenzbedingungen formuliert.

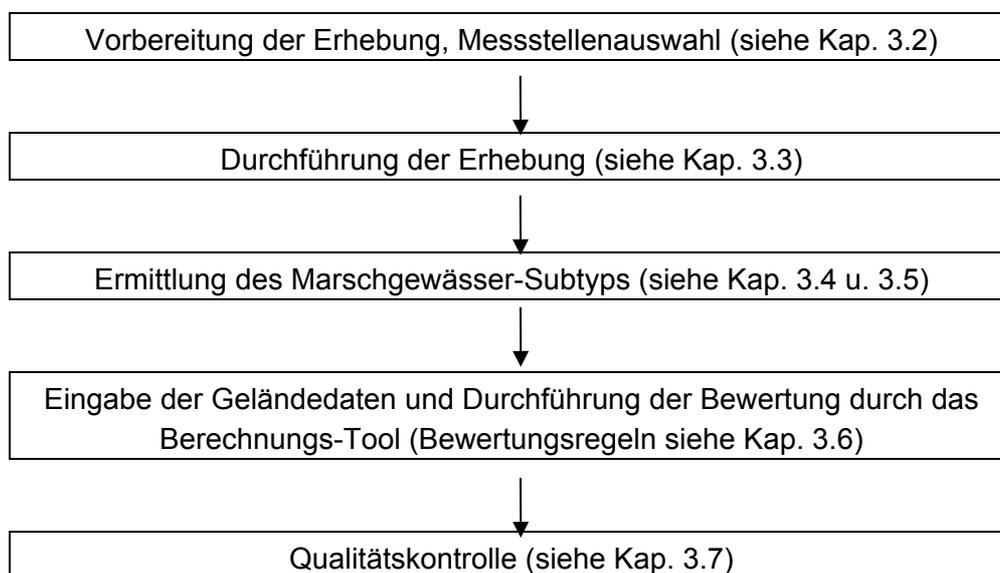
Da von wenigen Ausnahmen abgesehen die Marschgewässer Norddeutschlands als erheblich veränderte (HMWB) oder künstliche Wasserkörper (AWB) einzustufen sind, ist das vorliegende Verfahren auf die Bestimmung des Ökologischen Potenzials und die Definition des Guten Ökologischen Potenzials als entsprechend reduziertes Umweltziel der WRRL ausgelegt.

Das Verfahren genügt somit insgesamt folgenden Anforderungen:

- Das Verfahren ist einfach und übersichtlich.
- Das Verfahren ist robust gegenüber zufälligen bzw. nicht bewertungsrelevanten Variationen im Datensatz.
- Datenbasis sind Erhebungen mit Angaben zu Deckungsgraden und Gesamtdeckung der Makrophytenvegetation.
- Es werden qualitative und quantitative Daten berücksichtigt.
- Die Bewertung ist leicht nachvollziehbar, die Stufung ist auf das erforderliche Mindestmaß begrenzt.
- Es können alle Gewässer der o.g. Subtypen bewertet werden.
- Die Skalierung erfolgt analog zum EQR-Verfahren (EQR = Ecological Quality Ratio – Ökologische Qualitäts-Kennzahl), die Zuordnung des EQR zu einer der Güteklassen „schlechtes Potenzial“, „unbefriedigendes Potenzial“, „mäßiges Potenzial“ bzw. „gutes/höchstes Potenzial“ mit Bezug zur Definition nach REFCOND-GUIDANCE 2.3.

- Die Bewertung je Messstelle wird in einer Wertzahl ausgedrückt, aus welcher das ökologische Potenzial abgeleitet wird.
- Die Bewertungskriterien sind klar erkennbar und lassen sich bei Bedarf (Erkenntnisfortschritt) leicht ändern.
- Die Durchführung der Bewertung erfolgt durch ein vorbereitetes Tabellenblatt rechnergestützt (Excel-Tabelle mit implementierten Formeln).
- Die Ermittlung der Bewertung ist bearbeiterunabhängig.

Das folgende Schema gibt einen Überblick, welche Schritte und welche Reihenfolge für die Bewertung einer Marschgewässer-Messstelle erforderlich werden:



Die folgenden Kapitel 3.2 bis 3.7 erläutern die einzelnen Verfahrensschritte näher.

### 3.2 Vorbereitung der Erhebung

Entscheidend für die Qualität der Erhebung ist die Vorbereitung der Arbeiten. Die Auswahl der zu untersuchenden Gewässer und Messstellen erfolgt anhand der Fragestellung. Diese orientiert sich am Bewirtschaftungsziel gemäß WRRL, im Regelfall das „gute ökologische Potenzial“ der Gewässer. Geeignete Kriterien zur Auswahl sind:

- Vorliegen älterer Daten
- Bestandteil eines systematischen Untersuchungsprogrammes
- Hinweise auf Gefährdungen, insb. von Gewässern mit gutem oder höchstem ökologischen Potenzial
- Durchgeführte oder geplante Maßnahmen zur Verbesserung des Gewässerzustandes

Knappe Mittel zwingen in der Regel zu Auswahl. Es ist in der Regel sinnvoller, weniger Gewässer ausreichend (mindestens 3 Messstellen je Wasserkörper) und regelmäßig (alle 3 – 5 Jahre) zu untersuchen als mehr Gewässer mit zu wenig Messstellen und in zu großen Zeitabständen. Eine Kurzübersicht der wesentlichen, im Rahmen der Vorbereitung der Erhebung durchzuführenden Schritte zeigt Tabelle 10:

**Tabelle 11: BEMA-Verfahren - Vorbereitung der Erhebung**

Position	Festlegung	Hinweise
Fragestellung	Der Untersuchungsbedarf ergibt sich aus den Anforderungen der WRRL. Für eine konkrete Untersuchung ist die genaue Fragestellung festzulegen, da nur so die Auswahl der zu untersuchenden Gewässer bzw. Messstellen begründet werden kann.	Auswertung Literatur
Übersicht Kenntnisstand	Basis jeder Erhebung ist die Übersicht über den aktuellen Kenntnisstand	Auswertung vorhandener Literatur / Daten
Auswahl der zu untersuchenden Gewässer	Die Festlegung der zu untersuchenden Gewässer, Bestimmung des Subtyps anhand von Kartengrundlagen und Beschreibung der Subtypen bzw. Daten des LANU / NLWKN	Regelmäßige Untersuchung alle 3 – 5 Jahre
Auswahl der Messstellen	Je Wasserkörper sollen mindestens 3 Messstellen bearbeitet werden. Die Auswahl der Messstelle erfolgt anhand von Vorinformationen und Kartenmaterial. Die Messstelle soll gut zugänglich sein.	Bevorzugt werden Messstellen verwendet, über die bereits Daten aus vorangegangenen Untersuchungen vorliegen.

Die Auswahl von Messstellen kann nach unterschiedlichen Kriterien erfolgen:

#### **a) Zufallsverteilte Auswahl**

Wissenschaftliche Arbeiten setzen i.d.R. zufallsverteilte Stichproben voraus. Untersuchungen im Zusammenhang mit der Umsetzung der EU-WRRL stellen jedoch keine wissenschaftlichen Untersuchungen dar, sondern beinhalten die Anwendung wissenschaftlicher Erkenntnisse.

Für zufallsverteilte Stichproben müssen die Untersuchungsstrecken vor der Geländebegehung festgelegt werden, um eine Auswahl anhand vegetationseigener Kriterien vor Ort zu vermeiden. Empfohlen wird, dass jeder zu untersuchende Wasserkörper anhand von 3 Untersuchungsstrecken bearbeitet wird. Erweisen sich die vorab ausgewählten Untersuchungsstrecken als nicht zugänglich, stark gestört (z.B. durch Bauarbeiten) oder sehr heterogen strukturiert, müssen die Strecken sinnvoll verschoben werden. Bewährt hat sich grundsätzlich die „Brückenmethode“, bei der die Untersuchungsstrecken stets oberhalb von Brücken liegen (um mögliche Störwirkung von Brücken auszuschließen). Da dieses Kriterium vegetationsunabhängig ist, trägt es zur zufallsverteilten Auswahl bei.

#### **b) Auswahl nach Repräsentativität / vegetationseigenen Kriterien**

Für die Auswahl einer repräsentativen Messstelle muss diese bezüglich des zu untersuchenden Wasserkörpers bzw. Wasserkörperabschnitts die durchschnittliche Situation im Gewässer widerspiegeln. Eine Auswahl nach Repräsentativität setzt daher eine zumindest überschlägige Kenntnis des jeweiligen Wasserkörpers voraus. Für Fragestellungen, bei denen die beste Ausprägung der Gewässervegetation dokumentiert werden soll, ist die Messstelle nach einer ggf. vollständigen Begehung des Gewässers festzulegen.

Sofern nicht schon ein Untersuchungsbereich fest vorgegeben ist, sollte möglichst über eine Auswertung aktueller Luftbilder der gesamte Verlauf des betreffenden Gewässers betrachtet und anhand des so gewonnenen Überblicks eine oder ggf. mehrere potenzielle Messstellen ausgewählt werden. Wesentliche Kriterien bei dieser Vorauswahl sind Gewässerverlauf, Gewässerbreite, angrenzende Nutzungen (Acker, Grünland, Bebauung, Vorhandensein von Randstreifen etc.), das Vorhandensein von Hochwasserschutzanlagen sowie ggf. Art und Breite des Uferbewuchses (Gehölze, Röhrichte).

Im Zuge der Geländebegehung sollten die im Rahmen der Vorauswahl ermittelten potenziellen Untersuchungsbereiche aufgesucht und vor Ort eine endgültige Auswahl bzw. Festlegung auf eine oder möglicherweise mehrere repräsentative Messstellen getroffen werden.

#### **c) Vorgegebene Messstellen**

Ist eine Messstelle vorgegeben (z.B. bei Wiederholungsaufnahmen im Rahmen von Monitoringuntersuchungen), entfällt das oben beschriebene Auswahlverfahren.

## 3.3 Durchführung der Erhebung

### 3.3.1 Hydrophytengeprägte Gewässer

#### Genaue Festlegung der Messstelle

Nach der grundsätzlichen Auswahl der Messstelle (siehe Kap. 3.2) erfolgt vor Ort bei noch nicht früher beprobten Messstellen die genaue Festlegung. Ziel ist, einen bezüglich der erkennbaren Gewässerstrukturen einschließlich prägender Umweltparameter (z.B. Beschattung durch Bäume, Uferverbau) hinreichend homogenen<sup>2</sup> Gewässerabschnitt von 100 m Länge im Hinblick auf ihren Bewuchs mit Makrophyten über die gesamte Gewässerbreite zu untersuchen.

Die Messstelle muss gut zugänglich und unter vertretbarem Aufwand ohne Sicherheitsrisiken zu bearbeiten sein. Im Bereich der Messstelle sollen keine seitlichen Einmündungen anderer Gewässer (Ausnahmen: Drainagen, kleine Gräben) liegen.

Eine Abweichung von dem vorgegeben Wert für die Länge des zu kartierenden Gewässerabschnitts (100 m) soll nur in Ausnahmefällen erfolgen, beispielsweise wenn

- die hinreichende Homogenität der Untersuchungsstrecke nicht anders zu gewährleisten ist oder
- eine längere Strecke nicht sicher zugänglich ist.

Eine Länge von 50 m soll nicht unterschritten werden.

Grundsätzlich werden die Makrophyten auf der gesamten Breite des Gewässers untersucht. Bei großen Fließgewässern kann die Bearbeitung getrennt von beiden Ufern aus erfolgen (entspricht der in Nordwestdeutschland entwickelten Methode Wiegleb, siehe auch HERR, TODESKINO & WIEGLEB 1989a sowie VAN DE WEYER 2003). Ist aufgrund der örtlichen Gegebenheiten nur die Untersuchung eines Ufers möglich, ist das Ufer zu wählen, das nach vorliegender Kenntnis des Gewässerabschnitts als repräsentativ anzusehen ist.

Die Beschränkung der Untersuchung auf einen Teil der Gewässerbreite kann Auswirkungen auf die qualitativen Daten haben, da Arten fehlen, die nur in dem nicht erfassten Streifen vorkommen. Die Praxis zeigt, dass dies nur eingeschränkt der Fall ist. Auswirkungen auf die quantitativen Daten gibt es dagegen immer, da ein Bezug zum Gewässerabschnitt in voller Breite nicht möglich ist. Für die Auswertung wird davon ausgegangen, dass die nicht bearbeiteten uferfernen Bereiche der Messstelle keine Makrophytenvegetation aufweisen. Die quantitativen Angaben werden daher auf die gesamte Gewässerbreite umgerechnet.

#### Erfassung Makrophyten

Die Untersuchung der Messstelle beginnt mit einem Blick von der Brücke (soweit vorhanden) auf das Gewässer, von hier aus ist auch ein Foto anzufertigen. In Anhängigkeit von der Höhe der Brücke sind von hier auch Teleskopharke bzw. Wurfharke gut einsetzbar. Zu beachten ist, dass im Bereich der Brücke ein Ufer- bzw. Sohlverbau vorhanden sein kann.

Die weitere Erfassung der Vegetation des festgelegten Gewässerabschnitts erfolgt regelmäßig vom Ufer aus.

---

<sup>2</sup> Die Forderung nach hinreichend homogenen Strukturen bezieht sich nicht auf die Makrophytenvegetation und damit nicht auf die Anforderungen an pflanzensoziologische Vegetationsaufnahmen im Sinne von BRAUN-BLANQUET (1964).

Eine Begehung des Gewässers kann in Abhängigkeit vom Substrat und der Sichttiefe sinnvoll sein (Gummistiefel, Anglerstiefel oder Wathose). Das Begehen des Gewässers mit Wathose ist oft zeitlich aufwändiger und kann zur Gefährdung der Bearbeiter führen. Hier sind aus Sicherheitsgründen zwei Personen empfehlenswert. Marschgewässer sind aus Sicherheitsgründen häufig nicht für eine Begehung geeignet.

Eine Untersuchung unter Zuhilfenahme eines Bootes ist nur in Ausnahmefällen angemessen (erhöhter Aufwand durch zweiten Bearbeiter und Boot). Tauchuntersuchungen (VAN DE WEYER 2003, 2007) sind in Marschgewässern in der Regel nicht sinnvoll und zur Erfassung entsprechend den Anforderungen der WRRL auch nicht erforderlich.

Erforderliche Ausrüstung sind eine Harke (Rechen) mit Teleskopstiel (Handelsübliches Modell aus dem Gartenzubehörhandel, Arbeitslänge ca. 2 bis 4 m, Harke von 15 – 20 cm Breite ansetzen) sowie ggf. eine Wurfarke (sinnvoll bis ca. 15 m Seillänge einsetzbar), um Pflanzenproben aus dem Gewässer zu entnehmen, sowie bei geeigneter Sichttiefe auch ein Sichtkasten.

Die meisten Fehler werden bei der Erhebung der Naturdaten gemacht und sind nachträglich kaum zu korrigieren. Hauptfehler sind das Übersehen von Pflanzen und die falsche Ansprache der Arten sowie die Erfassung zu ungeeigneten Zeitpunkten (Jahreszeit, Witterung, Hochwasser, nach Unterhaltung/Mahd). Unzutreffende Schätzwerte fallen dagegen weniger ins Gewicht. Eine rein visuelle Erfassung vom Ufer aus ist grundsätzlich unzureichend, da Makrophyten übersehen werden können und eine sichere Ansprache der Arten nicht gewährleistet ist.

Die Aufnahme der Vegetation hat in der Zeit zwischen Mitte Juni und Mitte September zu erfolgen. Optimaler Untersuchungszeitraum unter Berücksichtigung der jeweiligen jahreszeitlichen Vegetationsentwicklung ist der Juli. Die Untersuchung muss vor der (in der Marsch vielfach ab August beginnenden) Unterhaltung erfolgen. Danach ist im jeweiligen Jahr eine den Ansprüchen dieses Bewertungsverfahrens genügende Untersuchung nicht mehr möglich.

Untersucht wird i.d.R. die aktuelle Wasserfläche in der gesamten Breite des Gewässers zwischen beiden Ufern. Erfasst werden alle Makrophyten, die in diesem Raum wachsen bzw. wurzeln. Bei stärkeren Wasserstandsschwankungen und insbesondere bei höheren Wasserständen soll die Grenze der Aufnahmefläche nicht anhand der aktuellen Wasserlinie, sondern über die Vegetation erfolgen. Dies kann in der Form erfolgen, dass die landseitige Aufnahmegrenze gezogen wird durch Ausschluss der Wuchsorte von Arten, die langfristige Überstauung nicht vertragen (z.B. *Urtica dioica*, *Juncus effusus*, *Calystegia sepium*, *Galium aparine*, *Filipendula ulmaria*, *Valeriana procurrens*, *Ranunculus repens*, *Lysimachia vulgaris* u. a.). Bei Extremwasserständen sind Untersuchungen zu vermeiden.

Erfasst werden alle innerhalb der vorgegebenen Aufnahmefläche wachsenden bzw. wurzelnden helo- und hydrophytischen Pflanzenarten. Dabei gehen alle in Tabelle 13 auf Seite 48 aufgeführten Arten unabhängig von ihrem Lebensformtyp (submers, emers, flutend, nantant) mit ihren jeweiligen Deckungen in die Bewertung ein. Arten, die außerhalb der Aufnahmefläche wurzeln, werden nicht erfasst, auch wenn Pflanzenteile in die Aufnahmefläche hineinragen. Sofern sie die Aufnahmefläche stärker beeinflussen sollten (z.B. Beschattung), ist diese Tatsache in den Anmerkungen des Aufnahmebogens zu notieren. Ebenfalls nicht erfasst werden Arten, die mit einem Stück Boden vom Ufer ins Gewässer gerutscht sind.

Vor Ort lassen sich viele Makrophyten mit Hilfe eine Lupe (10-fache bis 15-fache Vergrößerung) ansprechen. Wichtig sind die Verwendung aktueller Bestimmungsliteratur (z.B. VAN DE WEYER & SCHMIDT 2007, KASPER & KRAUSCH 1980/2008, PRESTON 1995) und die Berücksichtigung von regionalen Verbreitungsangaben. Diese Quellen sind im Bericht zu benennen.

Die Deckungsschätzung der auftretenden Arten bezogen auf die festgelegte Aufnahme­fläche erfolgt nach LONDO (1975, siehe Tabelle 16 auf Seite II im Anhang). Dabei wird für jede Art unabhängig vom auftretenden Lebensformtyp nur ein Deckungswert angegeben. Nach dem Prinzip der Abbildung der vertikalen Projektion kann die Summe der Deckungen der einzelnen Arten dabei >100 % liegen, während die geschätzte Gesamtdeckung max. 100 % erreichen kann.

Neben der Vegetation sind folgende weitere Parameter aufzunehmen:

Zur Dokumentation der Lage wird der Mittelpunkt des i.d.R. 100 m langen Abschnitts der Messstelle mit einem GPS-Gerät am Ufer eingemessen und die Koordinaten notiert. Soweit nicht anders vorgegeben erfolgt die Angabe in Rechts- und Hochwerten nach GAUSS/KRÜGER.

Messung der Elektrischen Leitfähigkeit: Um Informationen über die Salinität des Gewässers zu gewinnen, wird mit einem Leitfähigkeitsmessgerät eine Wasserprobe aus dem Bereich der Messstelle untersucht (Angabe des Messwertes in  $\mu\text{S}_{25}/\text{cm}$  ).

Eine Kurzübersicht der wesentlichen, im Rahmen der Durchführung der Erhebung durchzuführenden Schritte zeigt Tabelle 11:

**Tabelle 12: BEMA-Verfahren – Durchführung der Erhebung**

Position	Festlegung	Hinweise
Untersuchungszeitraum	15. Juni – 15. September (optimal Juli)	Sicherstellen, dass Untersuchung <u>vor</u> Unterhaltung erfolgt (Nachfrage/Absprache UHV erforderlich)
Wasserstand	Nur bei Mittelwasser (oder Niedrigwasser)	Bei Hochwasser Erfassung stark erschwert und unzuverlässig
Witterung	Möglichst trocken und geringer Wind	Starker Regen bzw. Wind verhindern Sicht im Gewässer
Lage der Messstelle	Möglichst oberhalb einer Brücke, ohne erkennbare Einleitungen und grundlegende Änderungen von Beschattung, Ausbauart, Fließgeschwindigkeit, ohne Strukturen wie Wehre, Pumpwerke, größere Einmündungen, möglichst keine Einschränkung der Zugänglichkeit	
Abmessung der Messstelle	Gesamte Breite des Gewässers bei schmalen bis mittelbreiten Gewässern (bis 10 m breite), 100 m Länge; bei breiten Gewässern (über 10 m Breite) kann auf nur einer Uferseite gearbeitet werden; angemessen ist eine Bearbeitungsbreite von 5 m oder mehr; dies ist im Aufnahmebogen anzugeben	Reduktion bis auf 50 m Länge nurzulässig, wenn Strukturen / Zugänglichkeit dies erfordern
Erhebung der Kopfdaten	Siehe Aufnahmebogen	Alle Felder ausfüllen
Fotodokumentation	1 Foto Erhebungsbogen mit Kopfdaten, min. 2 Fotos Gewässer, ggfs. Nahaufnahmen (Polfilter!)	Aufnahme der Erhebungsbogens mit Kopfdaten sichert korrekte Zuordnung
Qualitative Erfassung aller Makrophyten ab Mittelwasserlinie	Schritt 1: In Abhängigkeit von Sichttiefe visuelle Erfassung aller Makrophyten ab Mittelwasserlinie Schritt 2: Entnahme der Makrophyten von Hand bzw. mit Harke mit Teleskopstiel Schritt 3 (optional): ggfs. Begehung in Wathose oder Arbeit vom Boot aus, Nutzung erhöhter Standorte wie Brücken, Verwendung einer Wurfharke Schritt 4: Bestimmung der Makrophyten vor Ort bei ausreichenden Kenntnissen, sonst Entnahme und Transport in Plastikbeutel, dann Bestimmung frisch oder herbarisiert, ggfs. Fotodokumentation, ggfs. Experten zu Rate ziehen; Notieren aller Makrophytenarten im Erhebungsbogen	Aktuelle Bestimmungsliteratur verwenden, Artenareale beachten, ungewöhnliche Funde prüfen (lassen) und Beleg aufbewahren  Auf Neophyten achten
Quantitative Erfassung	Schätzung der Bedeckung nach der Londo-Skala, Gesamtdeckung aller Makrophyten immer mit erfassen; Notieren der Ergebnisse im Erhebungsbogen	Wenn Schätzung unmöglich (Trübung, Hochwasser, Witterung), Artenliste anfertigen, Erhebung bei besseren Bedingungen durchführen
Dokumentation der Lage	Einmessung der Position mit GPS (Messstellenmittelpunkt am Ufer)	
Messung der El. Leitfähigkeit	Messung einer Wasserprobe vor Ort mit Leitfähigkeitsmessgerät (Angabe $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	Messung bzw. Entnahme der Probe im Oberflächenwasser und nicht zu ufernah

### 3.3.2 Tideoffene, von Helophyten geprägte Gewässer

Für den mit dem vorliegenden Verfahren nicht bewertbaren Sonderfall der **tideoffenen Gewässer** (siehe Kap. 3.4: Subtyp 7), die allein durch Röhrichtbestände charakterisiert werden, kann derzeit nur das Standorttypindex-Verfahren nach STILLER (2005a, b, c) angewendet werden. Das Verfahren wurde bereits in Schleswig-Holstein mehrfach an Eider, Stör, Krückau, Pinnau und Elbe erprobt (vgl. STILLER 2005c, JÖDICKE & STUHR 2007, JÖDICKE et al. 2009). Das Bewertungsverfahren ermöglicht eine weitgehend befriedigende Bewertung der Helophytenbestände von Tidegewässern und wird gleichzeitig den Anforderungen der WRRL gerecht.

Der Standorttypindex (STI) orientiert sich am naturraumspezifischen Verhältnis von stenotopen und eurytopen Arten. Grundlage des Verfahrens ist die Berücksichtigung des unter naturnahen Verhältnissen vorhandenen Artenspektrums, an dem sich die Bewertung orientiert. 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. Es wird sowohl das qualitative und quantitative Artenspektrum als auch die Besiedlungsstruktur in Form der Breite, der Vitalität und der spezifischen Zonierung der Röhrichtbestände berücksichtigt (STILLER 2005a: 39ff).

Da alle tideoffenen Gewässer in Schleswig-Holstein insbesondere auf Grund von Schiffbarkeit sowie umfangreichen Ausbau- und Ufersicherungsmaßnahmen als erheblich verändert gelten, wird von STILLER (2005a, b) als Referenzzustand das Höchste Ökologische Potenzial (HÖP) definiert, an dem sich das Umweltziel der WRRL „Gutes Ökologisches Potenzial“ ableiten lässt. Das HÖP wird von Helophytenbeständen gebildet, die entsprechend der Größe der Tidegewässer und ihrer Ufermorphologie eine entsprechende Artenzusammensetzung, Ausdehnung, Zonierung und Vitalität aufweisen (Details s. STILLER 2005a: 28ff).

Die Erfassungs- und Bewertungsmethodik ist bei STILLER (2005a: 39ff) ausführlich beschrieben und soll an dieser Stelle nur kurz skizziert werden:

#### Erfassung der Vegetationsverhältnisse:

- Erfassung der qualitativen und quantitativen Artenzusammensetzung der Röhrichtbestände, Deckungsschätzung nach KOHLER (1978)
- Erfassung von Ausdehnung, Zonierung und Vitalität der Röhrichtbestände

#### Bewertung der Vegetationsverhältnisse:

- Zuordnung der erfassten Pflanzen-Arten zu vier ökologischen Kategorien
- Ermittlung des prozentualen Deckungsanteils der verschiedenen ökologischen Kategorien
- Bewertung der Zusatzkriterien „Ausdehnung“, „Vegetationszonierung“ und „Vitalität“ durch Ermittlung des Besiedlungsstrukturfaktors
- Berechnung des Standorttypindex Makrophyten (STI<sub>M</sub>)
- Ermittlung der Ökologischen Potenzialklasse aus dem STI<sub>M</sub>

### 3.4 Ermittlung der Subtypen

Die Zuordnung einer Aufnahme zu Subtypen ist entscheidend für die Bewertung, da für jeden Subtyp die Bewertungskriterien Wertezahlen, Gesamtdeckung, Artenzahl und Wuchsformenzahl unterschiedlich definiert sind. Die aufgestellten Subtypen zeigt Tabelle 12:

**Tabelle 13: BEMA-Verfahren - Subtypen (ST) der Gewässertypen 22.1 und 22.2**

Typ	ST	Bezeichnung	Breite	Geest-einfluss	ELF	Sediment
22.1	1	schmale - mittelbreite geestbeeinflusste Marschgewässer	≤ 10 m	hoch	<< 1.500 µS	überwieg. Marsch
22.1, 22.2	2	breite geestbeeinflusste Marschgewässer	> 10 m	hoch	< 1.500 µS	überwieg. Marsch
22.1	3	schmale – mittelbreite Marschgewässer ohne Geesteinfluss, ggf. schwach tidebeeinflusst	≤ 10 m	gering - nein	< 1.500 µS	Marsch
22.1, 22.2	4	breite Marschgewässer ohne Geesteinfluss, ggf. schwach tidebeeinflusst	> 10 m	gering - nein	≥ 1.500 µS	Marsch
22.1	5	Marschgewässer der Polder und Köge		nein	< 1.500 µS	Marsch
22.1, 22.2	6	Marschgewässer mit erhöhter Salinität		nein	> 5.000 µS	Marsch
22.1, 22.2	7	tidebeeinflusste Marschgewässer	> 10 m	nein		Marsch

Die Bestimmung der Subtypen erfolgt anhand des folgenden Schemas (Abbildung 2) unter Berücksichtigung ihrer ausführlichen Charakterisierung in Kap. 3.5:

Die Zuordnung der Subtypen zu den Untertypen des LAWA-Typs 22 (Marschgewässer) erfolgt über die Größe des Einzugsgebietes. So umfasst der LAWA-Typ 22.1 Marschgewässer, die ein Einzugsgebiet < 100 km<sup>2</sup> aufweisen und der Untertyp 22.2 Marschgewässer mit einem Einzugsgebiet von > 100 km<sup>2</sup>. Typ 22.3 bezeichnet die großen Ströme (wie Elbe und Weser), die hier nicht betrachtet werden.

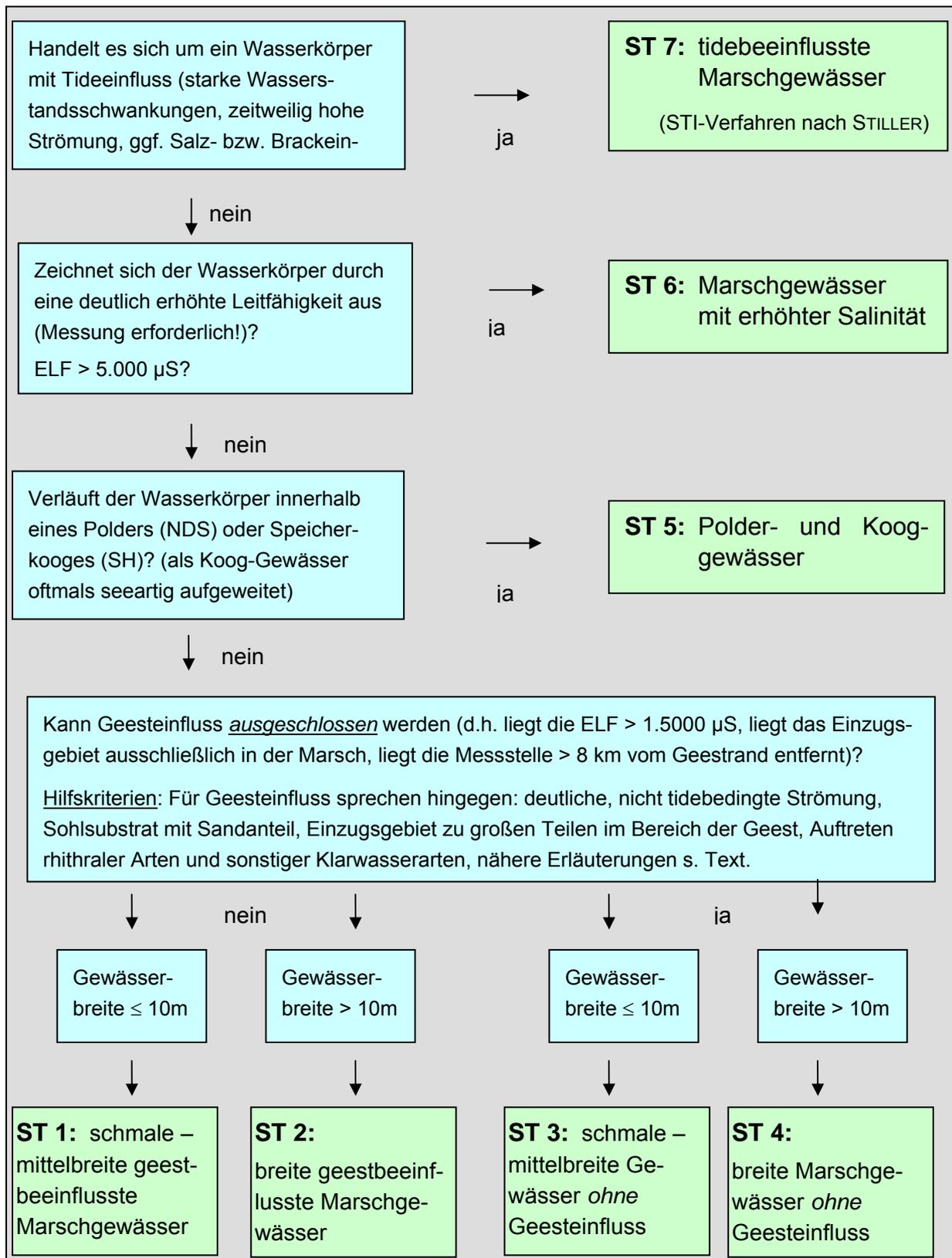


Abbildung 2: BEMA-Verfahren - Schema zur Ermittlung des Subtyps zur differenzierten Bewertung der Qualitätskomponente Makrophyten in Marschgewässern Nordwestdeutschlands

## 3.5 Beschreibung der Subtypen - Leitbilder

### 3.5.1 Subtyp 1 - schmale bis mittelbreite geestbeeinflusste Marschgewässer

#### **Charakterisierung abiotischer Parameter**

Dieser Subtyp umfasst schmale (< 5 m) bis mittelbreite (5 – 10 m) Marschgewässer einschließlich der Marschgräben, bei denen sich naturräumliche Bezüge zur Geest teilweise deutlich ausbilden. So weist ihr Einzugsgebiet mehr oder weniger große Anteile in der Geest auf und die Gewässer zeichnen sich in der Regel durch relativ geringe Wasserstandsschwankungen aus. Eine Entfernung von ca. 8 km Luftlinie zur Geest wird nicht überschritten. Bei einer geringeren Entfernung zur Geest als 8 km Luftlinie ist ein Geesteinfluss jedoch nicht zwingend; dies gilt insbesondere für Schleswig-Holstein.

Die Elektrische Leitfähigkeit ist gering und liegt meist deutlich unter 1.500 µS/cm. Das Sediment wird in der Regel von Marschboden gebildet und kann mit organischem Material (Schlamm, Pflanzenresten) überlagert sein. Charakteristisch kann ein erhöhter Sandanteil sein, der mit zunehmender Entfernung zur Geest abnimmt. In Niedersachsen treten als Sonderform lokal Gewässer mit Torfsohle auf. Weiterhin kann eine deutlich erkennbare Strömung kennzeichnend für diesen geestbeeinflussten Subtyp sein.

#### **Vegetationskundlich-floristische Charakterisierung**

Die Vegetation wird in erster Linie von der *Sparganium emersum*-Gesellschaft geprägt. Diese ist als natürliche Vegetation potamaler Fließgewässer der Norddeutschen Tiefebene anzusehen (Herr et al. 1989b). Charakteristisch sind artenreiche Dominanzbestände von *Sparganium emersum*, *Sagittaria sagittifolia*, *Nuphar lutea* und/oder *Potamogeton natans*. Bei zunehmenden Deckungsanteilen von Großlaichkräutern wie *Potamogeton lucens* und *P. perfoliatus* leiten die Bestände zum bzw. dem Großlaichkraut-Typ über. Kennzeichnend sind ferner artenreiche Bestände des Parvopotamiden-Typs, der durch die Dominanz von Kleinlaichkraut-Arten wie *Potamogeton crispus*, *Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton pusillus*, *Potamogeton trichoides* oder *Zannichellia palustris* geprägt wird. Auf schmale Gewässer weitgehend beschränkt bleiben Bestände des Krebscheren-Grabens und des Froschbiss-Grabens. Floristische Besonderheiten sind vor allem Klarwasser-Arten und weitere, vorwiegend rhithral verbreitete Arten wie *Potamogeton alpinus*, *Callitriche hamulata* und *Eleocharis acicularis*.

Bei Beeinträchtigungen nimmt die Arten- und Wuchsformanzahl ab und es fallen zunächst die Großlaichkräuter aus. Arten wie Kamm-Laichkraut, Haarförmiges Laichkraut und Wasserlinsen-Arten sind als Störzeiger zu werten, wenn sie höhere Deckungsanteile erreichen. Bei fortschreitender Degeneration fallen Hydrophyten zunehmend aus und es dominiert der Helophyten-Typ, dessen Bestände neben Sumpfpflanzen am Ufer nur noch Algen und teilweise Wasserlinsen aufweisen.

#### **Referenz und Bewertung**

Das höchste ökologische Potenzial wird erreicht, wenn die Gesamtdeckung der Hydrophyten hoch ist (über 50% bis 80%), die Artenzahl der Hydrophyten über 10 liegt und die Vegetation von Nymphaeiden und/oder Großlaichkräutern dominiert wird. Das Auftreten von Wasserlinsen (Pleustophyten), Gemeinem Hornkraut (*Ceratophyllum demersum*) sowie von Kamm-Laichkraut (*Potamogeton pectinatus*) und Haarförmigem Laichkraut (*P. trichoides*) bleibt bis zur Deckung von 20 % unberücksichtigt, danach führt es zur Abwertung, da diese Arten vor

dem Hintergrund des naturräumlichen Bezugs zur Geest als Störzeiger zu werten sind. Die Verrechnung der Wertzahlen muss zur Erreichung des höchsten ökologischen Potenzials eine Ökologische Qualitäts-Kennzahl von >12 erreichen.

In Tabelle 17 im Anhang sind beispielhaft Daten aufgelistet, die zum Subtyp 1 gestellt werden. Gewässerstrecken, die das höchste ökologische Potenzial aufweisen, können als Referenzaufnahmen herangezogen werden. Hier wird eine Ökologische Qualitäts-Kennzahl von über 12 erreicht. Alle Aufnahmen der Potenzialklasse 1 stammen aus Niedersachsen, wobei es sich zumeist um ältere Aufnahmen handelt. Aktuell wird vom Upjeverschen Tief in einem Teilabschnitt das höchste ökologische Potenzial erreicht (vgl. Foto 3 und 4).

Das in Foto 1 dargestellte Marschgewässer wird von den in Schleswig-Holstein und Niedersachsen gefährdeten Kleinlaichkrautarten *Potamogeton compressus* und *Potamogeton obtusifolius* geprägt

Im Vordergrund von Foto 3 und Foto 5 ist mit *Nuphar lutea* eine typische Art der Marschgewässer zu sehen. Foto 4 zeigt die beiden bestandsprägenden Arten *Potamogeton alpinus* und *Potamogeton pectinatus*, letztere ein Störzeiger. *P. alpinus* reagiert empfindlich auf Trübung und höhere Salzgehalte und ist in Marschgewässern selten vertreten.

Eine erhöhte Deckung von Grünalgen und Wasserlinsen, wie in Foto 5 und 6 zu erkennen, deutet auf eine ausgeprägte Beeinträchtigung des Gewässers in Form von häufiger Räumung und übermäßiger Eutrophierung hin. Hier wird nur noch ein schlechtes ökologisches Potenzial erreicht.

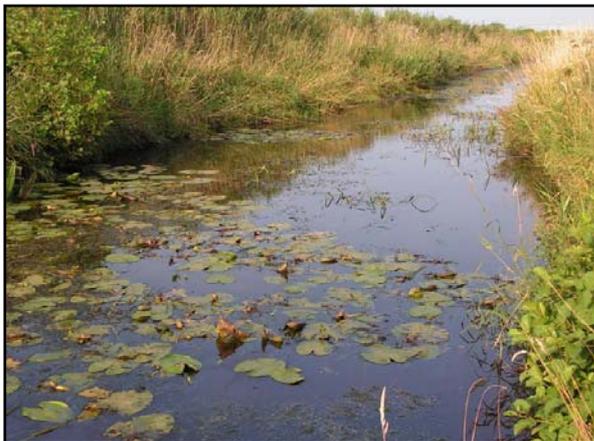
**Fotodokumentation Subtyp 1 - schmale bis mittelbr. geestbeeinfl. Marschgewässer**



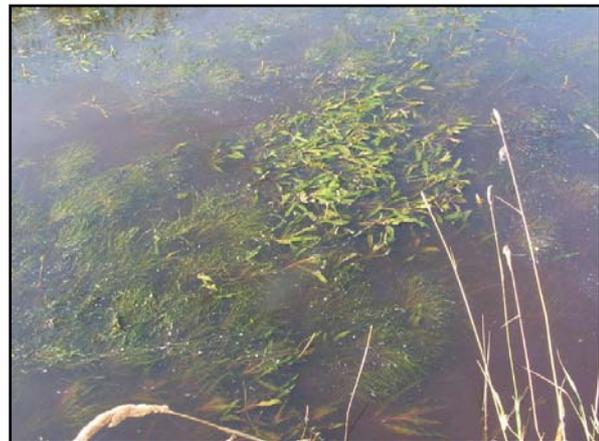
**Foto 1:** Referenzgewässer Subtyp 1: Margenser Tief M61 (Niedersachsen, gutes ökologisches Potenzial)



**Foto 2:** Bettenwarfer Leide M63 (Niedersachsen, gutes ökologisches Potenzial)



**Foto 3:** Referenzgewässer Subtyp 1: Upjeversches Tief M127 (Niedersachsen, höchstes ökologisches Potenzial)



**Foto 4:** Referenzgewässer ST 1: Upjeversches Tief M127, Detail (Niedersachsen, höchstes ökologisches Potenzial)



**Foto 5:** Bredstedter Mühlenbach SH1 (Rhinschlot, 123468) (Schleswig-Holstein, schlechtes ökologisches Potenzial)



**Foto 6:** Bredstedter Mühlenbach SH1 (Rhinschlot, 123468), Detail (SH, schlechtes ökologisches Potenzial)

### 3.5.2 Subtyp 2 - breite geestbeeinflusste Marschgewässer

#### **Charakterisierung abiotischer Parameter**

Wie bei Subtyp 1 weisen auch die größeren, über 10 m breiten Marschgewässer mit Geesteinfluss ein mehr oder weniger konstantes Wassermanagement und ein Einzugsgebiet auf, das mehr oder weniger große Anteile in der Geest besitzt. Eine Entfernung von ca. 8 km Luftlinie zur Geest wird nicht überschritten. Die Elektrische Leitfähigkeit ist gering und liegt meist deutlich unter 1.500  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Das Sediment wird in der Regel von Marschboden gebildet, kann mit organischem Material (Schlamm, Pflanzenresten) überlagert sein und einen unterschiedlich hohen Anteil an Sand aufweisen. Weiterhin kann eine deutlich erkennbare Strömung kennzeichnend für diesen geestbeeinflussten Subtyp sein, die allerdings mit zunehmender Entfernung zur Geest und mit zunehmender Breite des Gewässers abnimmt.

#### **Vegetationskundlich-floristische Charakterisierung**

Insbesondere bei breiteren und tieferen Gewässern bleibt die Makrophytenvegetation auf die Randbereiche beschränkt, nur stark geestbeeinflusste Gewässer können eine ausgeprägtere Hydrophytenvegetation aufweisen. Sie wird in erster Linie von artenreichen Beständen der Sparganium emersum-Gesellschaft bzw. des Großlaichkraut-Typs geprägt. Kennzeichnend sind vor allem Arten wie *Sparganium emersum*, *Sagittaria sagittifolia*, *Nuphar lutea*, *Potamogeton natans*, *P. lucens* und *P. perfoliatus*. Kleinlaichkraut-Arten wie *Potamogeton crispus*, *Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton pusillus*, *Potamogeton trichoides* und *Zannichellia palustris* treten als Begleitarten auf, bilden aber in den breiteren Gewässern deutlich seltener Dominanzbestände aus als in den schmaleren Gewässern des Subtyps 1.

Bei Beeinträchtigungen fallen zunächst die Großlaichkräuter aus, am längsten hält sich *Potamogeton natans*. Die Gelbe Teichrose (*Nuphar lutea*) bildet in stark beeinträchtigten Gewässern oftmals artenarme Bestände oder Einart-Bestände aus. Arten wie Kamm-Laichkraut (*Potamogeton pectinatus*), Haarförmiges Laichkraut (*P. trichoides*) und Wasserlinsen-Arten (*Lemna* spp., *Spirodela polyrhiza*) sind als Störzeiger zu werten, wenn sie höhere Deckungsanteile erreichen. Bei fortschreitender Degeneration fallen Hydrophyten zunehmend aus und es dominiert der Helophyten-Typ, dessen Bestände neben Sumpfpflanzen am Ufer nur noch Algen und teilweise Wasserlinsen aufweisen.

#### **Referenz und Bewertung**

Das höchste ökologische Potenzial wird erreicht, wenn die Deckung der Hydrophyten hoch ist (über 50% bezogen auf die besiedelte Fläche), die Artenzahl der Hydrophyten über 10 liegt und die Vegetation von Nymphaeiden und/oder Großlaichkräutern dominiert wird. Das Auftreten von Wasserlinsen (Pleustophyten), Gemeinem Hornkraut (*Ceratophyllum demersum*) sowie von Kamm-Laichkraut (*Potamogeton pectinatus*) und Haarförmigem Laichkraut (*P. trichoides*) bleibt bis zur Deckung von 20 % unberücksichtigt, danach führt es zur Abwertung, da diese Arten vor dem Hintergrund des naturräumlichen Bezugs zur Geest als Störzeiger zu werten sind. Die Verrechnung der Wertzahlen muss zur Erreichung des höchsten ökologischen Potenzials eine Ökologische Qualitäts-Kennzahl von 12 überschreiten.

In Tabelle 18 im Anhang sind beispielhaft Daten aufgelistet, die zum Subtyp 2 gestellt werden. Gewässerstrecken, die das höchste ökologische Potenzial aufweisen, können als Referenzaufnahmen herangezogen werden. Hier wird eine Ökologische Qualitäts-Kennzahl von

über 12 erreicht. Bei den niedersächsischen Gewässern, die die Potenzialklasse 1 erreichen, handelt es sich um ältere Aufnahmen. Aktuell wird das höchste ökologische Potenzial in einem Teilabschnitt der Soholmer Au (Schleswig-Holstein) erreicht (Foto 7 und 8).

Die Soholmer Au im Kreis Nordfriesland zeichnet sich nahe der Bundesstraße B 5 (Foto 7) durch eine artenreiche Hydrophytenvegetation aus. Im Detail (Foto 8) sind im Vordergrund Bestände von *Potamogeton perfoliatus* zu erkennen, daneben treten häufig *Nuphar lutea*, *Sparganium emersum*, *Elodea nutallii* und eine Reihe von Kleinlaichkräutern auf.

Foto 10 zeigt die für den Subtyp typischen bestandsprägenden Arten *Ceratophyllum demersum*, *Nuphar lutea* (BArtSchV: besonders geschützt) und *Hydrocharis morsus-ranae* (in Schleswig-Holstein und Niedersachsen auf der Vorwarnliste).

### **Fotodokumentation Subtyp 2 - breite geestbeeinflusste Marschgewässer**



**Foto 7:** Referenzgewässer Subtyp 2: Soholmer Au 123467 (Schleswig-Holstein, höchstes ökologisches Potenzial)



**Foto 8:** Referenzgewässer Subtyp 2: Soholmer Au 123467, Detail (Schleswig-Holstein, höchstes ökologisches Potenzial)



**Foto 9:** Subtyp 2: Medem M113 (Niedersachsen, mäßiges ökologisches Potenzial)



**Foto 10:** Subtyp 2: Medem M113, Detail (Niedersachsen, mäßiges ökologisches Potenzial)

### 3.5.3 Subtyp 3 - schmale bis mittelbreite Marschgewässer ohne Geesteinfluss

#### **Charakterisierung abiotischer Parameter**

Subtyp 3 umfasst die schmalen (< 5 m) bis mittelbreiten (5 – 10 m) Marschgewässer, die geestfern liegen bzw. von der Geest weitgehend unbeeinflusst sind. Er unterscheidet sich von Subtyp 1 vor allem durch den naturräumlichen Bezug. Vor allem in Niedersachsen ist das Einzugsgebiet in der Regel mindestens 8 km (Luftlinie) von der Geest entfernt. Es kann aber, wenn keine nennenswerte Verbindung zur Geest vorliegt, auch einen geringeren Abstand einnehmen. In Schleswig-Holstein sind diese Entfernungen aufgrund der regionalspezifischen Ausprägung der Marschen deutlich geringer. Die Elektrische Leitfähigkeit weist geringe bis mittlere Werte auf und liegt meist unter 1.500 µS/cm. Der Gewässergrund wird üblicherweise von den tonig-schluffigen Böden der Marsch gebildet, die zur Gewässermitte hin meist Schlammauflagen unterschiedlicher Dicke aufweisen. Die Gewässer des Subtyps 3 weisen keine konstante Strömung auf, meist sind sie mehr oder weniger stehend bzw. können z.B. in Abhängigkeit von der Entwässerung (Sielzug, Schöpfwerksbetrieb) bzw. vorherrschenden Windrichtung eine wechselnde und dann i.d.R. schwache Strömung besitzen. Die Gewässer dieses Subtyps können ggf. schwach tidebeeinflusst sein.

#### **Charakterisierung Makrophyten**

Die Makrophytenbestände sind (deutlich) artenärmer als in geestnahen Marschgewässern, der Hydrophytenanteil geringer ausgeprägt und bei zunehmender Entfernung zur Geest kaum noch vorhanden. Die Übergänge sind auch hier fließend, zumal neben der als Luftlinie feststellbaren Entfernung noch die Vernetzung über Gewässerstrecken eine wichtige Rolle spielt (über Zuflüsse bzw. dem aus der Geest kommenden Oberlauf können Samen, Rhizome und Pflanzenfragmente eintreiben und sich etablieren).

Charakteristische Vegetationstypen sind Parvopotamiden-Bestände mit *Potamogeton pusillus* agg., *Potamogeton pectinatus*, ggf. auch *Potamogeton crispus* und *Potamogeton trichoides* und der Elodeiden-Ceratophyllum-Typ mit den Leitarten *Elodea canadensis* und *Ceratophyllum demersum* sowie Lemnidenarten wie *Lemna minor*, *Lemna gibba* und *Spirodela polyrhiza*. Eine niedersächsische Besonderheit ist das stellenweise Auftreten von *Utricularia vulgaris*. Das Höchste Ökologische Potenzial erreichen Bestände mit Groß-Laichkräutern. Bei Beeinträchtigungen fallen submerse Hydrophyten zunehmend aus, neben einem Ufer-saum mit verschiedenen Helophytenarten treten dann ggf. noch Schwimmblattpflanzen wie *Nuphar lutea* oder letztlich nur noch Wasserlinsen auf.

#### **Referenz und Bewertung**

Gewässerstrecken mit höchstem ökologischen Potenzial weisen eine Deckung von Hydrophyten von über 40% auf. Die Artenzahl der Hydrophyten liegt über 6. Das Auftreten von *Potamogeton pectinatus* und *P. trichoides* führt nicht zur Abwertung, da die genannten Arten hier ihre natürlichen Vorkommen haben. Beispielaufnahmen aus Schleswig-Holstein und Hamburg finden sich in Tabelle 19 im Anhang. Daneben finden sich Aufnahmen zahlreicher weiterer Gewässer aus Niedersachsen und Schleswig-Holstein, die die Potenzialklassen 2-5 charakterisieren.

**Fotodokumentation Subtyp 3 - schmale bis mittelbr. Marschgewässer ohne Geesteinfl.**



**Foto 11:** Subtyp 3: Stromschlauch SH3 (Schleswig-Holstein 123449, gutes ökologisches Potenzial)



**Foto 12:** Subtyp 3: Detail Stromschlauch SH3 (Schleswig-Holstein 123449, gutes ökologisches Potenzial)



**Foto 13:** Subtyp 3: Saxfährer Sielzug SH9 (Schleswig-Holstein 123470, gutes ökologisches Potenzial)



**Foto 14:** Subtyp 3: Brucher Schleusenfleth M82 (Niedersachsen, gutes ökologisches Potenzial)



**Foto 15:** Subtyp 3: Heringsander Strom 120862 (Schleswig-Holstein, mäßiges ökologisches Potenzial)



**Foto 16:** Subtyp 3: Trennewurther Fleet 120863 (Schleswig-Holstein, schlechtes ökologisches Potenzial)

Der in den Bottschlotter See, den letzten erhaltenen Marschsee Nordfrieslands, mündende Stromschlauch (Foto 11) zeichnet sich durch eine üppig entwickelte Hydrophytenvegetation aus, die von *Potamogeton lucens*, *Nuphar lutea* und *Nymphaea alba* dominiert wird (Foto 12). Weiterhin treten beispielsweise *Elodea canadensis* und *Hydrocharis morsus-ranae* auf. Die hohe Gesamtdeckung von 80% wertet die Bestände etwas ab.

Trotz der Dominanz von Störzeigern wie *Elodea canadensis* und *Ceratophyllum demersum* können artenreiche Bestände das gute ökologische Potenzial erreichen (Beispiel Saxfährer Sielzug Schleswig-Holstein, Foto 13). Weit verbreitet sind hydrophytenlose Entwässerungsgräben, die einer jährlichen Grundräumung unterliegen (Foto 16).

### 3.5.4 Subtyp 4 - breite Marschgewässer ohne Geesteinfluss

#### **Charakterisierung abiotischer Parameter**

Subtyp 4 umfasst die größeren, über 10 m breiten Marschgewässer, die geestfern liegen bzw. von der Geest weitgehend unbeeinflusst sind. Er unterscheidet sich von Subtyp 2 vor allem durch den naturräumlichen Bezug, da das Einzugsgebiet i.d.R. mindestens 8 km (Luftlinie) von der Geest entfernt ist, es kann aber, wenn keine nennenswerte Verbindung zur Geest vorliegt, auch einen geringeren Abstand einnehmen. Die Elektrische Leitfähigkeit weist geringe bis mittlere Werte auf und liegt meist unter 1.500  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Der Gewässergrund wird üblicherweise von den tonig-schluffigen Böden der Marsch gebildet, die zur Gewässermitte hin meist Schlammauflagen unterschiedlicher Dicke aufweisen. Die Gewässer des Subtyps 4 weisen vielfach keine konstante Strömung auf, meist sind sie mehr oder weniger stehend bzw. können z.B. in Abhängigkeit von der Entwässerung (Sielzug, Schöpfwerksbetrieb) bzw. vorherrschenden Windrichtung eine wechselnde und i.d.R. schwache Strömung besitzen. Die Gewässer dieses Subtyps können ggf. schwach tidebeeinflusst sein.

#### **Charakterisierung Makrophyten**

Oft noch stärker als beim Subtyp 2 bleibt bei den breiten und tieferen Gewässern dieses Typs die Makrophytenvegetation auf die Randbereiche beschränkt, da aufgrund der oft starken Wassertrübung die größeren Wassertiefen in der Gewässermitte für submerse Arten meist nicht besiedelbar sind. Der Hydrophytenbewuchs ist vielfach deutlich spärlicher und artenärmer ausgeprägt als beim Subtyp 2. Charakteristische Vegetationstypen sind Parvopotamiden-Bestände mit *Potamogeton pusillus* agg., *Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton crispus*, *Potamogeton trichoides* und der Elodeiden-Ceratophyllum-Typ mit den Leitarten *Elodea canadensis* und *Ceratophyllum demersum* sowie Lemnidenarten wie *Lemna minor*, *Lemna gibba* und *Spirodela polyrhiza*. Weiterhin finden sich stellenweise noch Bestände mit Arten der Sparganium emersum-Gesellschaft auftreten, darunter *Sparganium emersum* selbst oder auch Schwimmblattarten wie *Nuphar lutea* oder *Hydrocharis morsus-ranae*. Eine niedersächsische Besonderheit ist das nicht seltene Auftreten von *Utricularia vulgaris*. Das Höchste Ökologische Potenzial erreichen Bestände mit Groß-Laichkräutern wie *Potamogeton lucens* und *P. perfoliatus*, die aber selten anzutreffen sind.

Bei Beeinträchtigungen fallen submerse Hydrophyten zunehmend aus, neben einem Ufer- saum mit verschiedenen Helophytenarten treten dann ggf. noch Schwimmblattpflanzen wie *Nuphar lutea* oder letztlich nur noch Wasserlinsen auf.

### **Referenz und Bewertung**

Gewässerstrecken mit höchstem ökologischen Potenzial weisen eine Deckung von Hydrophyten von über 30%, auf. Die Artenzahl der Hydrophyten liegt über 6. Das Auftreten von *Potamogeton pectinatus* und *P. trichoides* führt nicht zur Abwertung, da die genannten Arten hier ihre natürlichen Vorkommen haben.

In Tabelle 20 im Anhang sind die Daten von Messstellen aufgelistet, die zum Subtyp 4 gestellt werden und alle Potenzialklassen charakterisieren. Allein Messstelle M80 aus Niedersachsen kann als Referenz für das „höchste ökologische Potenzial“ herangezogen werden, für das gute ökologische Potenzial können die Messstellen M129 und M275 als Referenz dienen.

Die Vegetationsbestände der Schmale (Foto 17 und 18) sind mit fünf Hydrophyten zwar recht artenarm, weisen aber mit *Nuphar lutea*, *Sagittaria sagittifolia* und *Potamogeton perfoliatus* typische Arten der Marschgewässer auf.

Die Makrophytenvegetation der Messstelle M130 (Foto 19) ist auf das Ufer beschränkt. Das Foto 20 zeigt neben der dominanten Parvopotamiden-Art *Potamogeton pectinatus* noch die in Niedersachsen in Marschgewässern verbreitete Ceratophylliden-Art *Utricularia vulgaris*, zusammen mit der Myriophylliden-Art *Myriophyllum spicatum*.

### **Fotodokumentation Subtyp 4 - breite Marschgewässer ohne Geesteinfluss**



**Foto 17:** Subtyp 4: Schmale SH18 (Schleswig-Holstein 123470, mäßiges ökologisches Potenzial)



**Foto 18:** Subtyp 4: Schmale SH18 Detail (Schleswig-Holstein 123470, mäßiges ökologisches Potenzial)



**Foto 19:** Subtyp 4: Upjeversches Tief M130 (Niedersachsen, mäßiges ökologisches Potenzial)



**Foto 20:** Subtyp 4: Upjeversches Tief M130, Detail (Niedersachsen, mäßiges ökologisches Potenzial)



**Foto 21:** Subtyp 4: Käseburger Sieltief M110 (Niedersachsen, schlechtes ökologisches Potenzial)

### 3.5.5 Subtyp 5 - Marschgewässer der Polder und Köge

#### **Charakterisierung abiotischer Parameter**

Subtyp 5 umfasst sowohl die überwiegend schmalen (< 5m) bis mittelbreiten (5 – 10m) Marschgewässer der niedersächsischen Polderflächen als auch die teilweise seeartig aufgeweiteten Unterläufe von Bongsieler Kanal, Arlau und Miele, die durch die Speicherköge Schleswig-Holsteins verlaufen (Hauke-Haien-Koog, Beltringharder Koog und Speicherkoog Dithmarschen) und in die Nordsee entwässern.

Die Betrachtung wie auch die Zusammenfassung beider Gewässerkategorien in einem eigenständigen Subtyp erscheint gerechtfertigt, da sie charakteristische Besonderheiten und wesentliche Gemeinsamkeiten aufweisen: sie sind besonders stark anthropogen überformt und besitzen daher ein eingeschränktes Potenzial hinsichtlich ihrer Besiedlung mit submersen Makrophyten, sie weisen eine zumeist erhöhte elektrische Leitfähigkeit zwischen ca. 1.500 bis 2.500  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (und teilweise höher) auf und sie unterliegen bei Sturm- und Starkregenereignissen starken Wasserstandsschwankungen infolge der dann eingeschränkten bzw. unterbrochenen Entwässerung (Verlauf in Speicherbecken).

Die Poldergewässer Niedersachsens unterscheiden sich zudem von allen anderen Subtypen dadurch, dass ihnen die Verbindung zu kleineren Gewässern fehlt, da das Einzugsgebiet keine offenen Gräben aufweist. Sie sind sonst am ehesten mit Subtyp 3 vergleichbar.

Die Gewässer der drei Speicherköge Schleswig-Holsteins sind hinsichtlich ihrer Hydromorphologie und ihrer chemisch-physikalischen Eigenschaften unterschiedlich ausgebildet. Alle Gewässer entwässern über Sielbauwerke in die Nordsee. Arlauspeicher und Miespeicher sind zudem zu „Salzwasserlagunen“ benachbart, aus denen bei Flut bzw. bei hohen Wasserständen salzhaltiges Wasser passiv bzw. aktiv über ein Sielbauwerk zugeführt wird (Details vgl. HAGGE et al. 2003).

#### **Charakterisierung Makrophyten**

Die Makrophytenbestände sind insbesondere gegenüber den geestbeeinflussten Subtypen deutlich artenärmer ausgeprägt und insbesondere ist ein geringer Hydrophytenanteil kennzeichnend. Es treten verarmte bis stark verarmte Bestände der Sparganium emersum-Gesellschaft sowie des Magnopotamiden- und des Parvopotamiden-Typs auf. Charakteristische Arten sind beispielsweise *Nuphar lutea*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Potamogeton lucens*, *P. crispus*, *P. pectinatus*, *Potamogeton compressus*, *Potamogeton trichoides*, *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum* und *Zannichellia palustris*. Die Helophyten-Beständen der Ufer werden in erster Linie von *Phragmites australis*, *Phalaris arundinacea* und *Bolboschoenus maritimus* dominiert und können in Gewässerabschnitten mit erhöhter Salinität auch Halophyten aufweisen.

Speziell für die Polderflächen gilt, dass die Vernetzung über Gewässerstrecken infolge der Polderung und damit ein wichtiger Eintragsweg für Samen und Rhizome von Makrophyten fehlt.

### Referenz und Bewertung

Referenzbestände, die das Höchste Ökologische Potenzial präsentieren, sind bislang nicht durch Aufnahmen belegt worden. Es sind theoretisch vergleichsweise arten- und wuchsformenarme, von Laichkräutern dominierte Bestände des Magnopotamiden- und des Parvopotamiden-Typs, die eine Gesamtdeckung der Hydrophyten von über 10% und eine Artenzahl von über 5 aufweisen. Das Auftreten von Wasserlinsen (Pleustophyten) bleibt bei der Bewertung unberücksichtigt. Das Vorkommen von *Potamogeton pectinatus* und *P. trichoides* wird positiv gewertet, da die genannten Arten hier ihre typischen Vorkommen haben.

In Tabelle 21 im Anhang sind die Daten von Messstellen aufgelistet, die zum Subtyp 5 gestellt werden und ein „schlechtes“ bis „gutes“ ökologisches Potenzial aufweisen. Sie können nicht als Referenz für das höchste Potenzial herangezogen werden. Als Referenz wird die dem Subtyp 4 (breite Marschgewässer ohne Geesteinfluss) zugeordnete Messstelle M80 herangezogen (vgl. Tabelle 20 im Anhang), da aus Polderflächen bzw. Kögen keine Daten geeigneter Referenzflächen vorliegen.

### Fotodokumentation Subtyp 5 - Marschgewässer der Polder und Köge



**Foto 22:** Subtyp 5: Südlicher Sielgraben M76 (Niedersachsen, mäßiges ökologisches Potenzial)



**Foto 23:** Subtyp 5: Südlicher Sielgraben M76, Detail (Niedersachsen, mäßiges ökologisches Potenzial)



**Foto 24:** Subtyp 5: Mittelbecken des Hauke-Haien-Kooges SH36 (Bongsieler Kanal) (Schleswig-Holstein, unbefriedigendes ökologisches Potenzial, Foto: G. Stiller)



**Foto 25:** Subtyp 5: Arlau-Speicher, Ostteil SH34 (Schleswig-Holstein, unbefriedigendes ökologisches Potenzial, Foto: G. Stiller)

Gewässern in den niedersächsischen Poldern werden häufig von Schilf und *Potamogeton pectinatus* dominiert (Fotos 22 und 23). Die Kooggewässer Schleswig-Holsteins sind artenarm ausgebildet. Als Besonderheit konnte *Potamogeton lucens* im Unterlauf des Bongsieler Kanals festgestellt werden (Foto 24). Die Gewässer werden ansonsten hauptsächlich von randlichen Helophyten-Beständen geprägt.

### **3.5.6 Subtyp 6 - Marschgewässer mit erhöhter Salinität**

#### **Charakterisierung abiotischer Parameter**

Nicht tideoffene Marschgewässer mit deutlich erhöhter Salinität ( $> 5.000 \mu\text{S}/\text{cm}$  bzw. 3,25 ‰) werden dem Subtyp 6 zugeordnet. Die erhöhte Salinität beruht vor allem auf Zuwässerung mit salzhaltigem Wasser (z. B. im Bereich des E.V. Butjadingen, Landkreis Wesermarsch oder auf Eiderstedt in Nordfriesland) oder auf den Eintrag salzhaltigen Qualmwassers in küstennahen Bereichen. Bei direkter Zuwässerung kann es zu starken Wasserstands-schwankungen kommen. Das Sediment wird von Marschboden gebildet und kann mit organischem Material (Schlamm, Pflanzenresten) überlagert sein.

#### **Charakterisierung Makrophyten**

Eine Makrophytenvegetation ist in der Regel auf salztolerante Arten beschränkt und in zahlreichen Gewässern dieses Subtyps aktuell meist nicht vorhanden. Es ist anzunehmen, dass brack- bzw. salzwasserbeeinflusste Gewässer der Marschen in weit gehend naturnaher Ausprägung durch submerse Makrophyten wie *Ruppia*-Arten, *Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton pusillus*, *Zannichellia palustris* und ggf. *Ceratophyllum submersum* charakterisiert werden können. Die Ufer werden von Röhrichten geprägt, die von Schilf (*Phragmites australis*), seltener von Strand-Simse (*Bolboschoenus maritimus*) dominiert werden. Bei völliger Degeneration finden sich im Wasser Massenbestände von Algen.

#### **Referenz und Bewertung**

Referenzbestände, die das Höchste Ökologische Potenzial präsentieren, sind bislang nicht durch Aufnahmen belegt worden. Es sind theoretisch arten- und wuchsformenarme, von Laichkräutern dominierte Bestände des Parvopotamiden-Typs, die eine Gesamtdeckung der Hydrophyten von über 10% und eine Artenzahl von über 5 aufweisen. Das Auftreten von Wasserlinsen (Pleustophyten) bleibt bei der Bewertung unberücksichtigt. Das Vorkommen von *Potamogeton pectinatus* und *P. trichoides* wird positiv gewertet, da die genannten Arten hier ihre natürlichen Vorkommen haben.

In Tabelle 22 im Anhang sind die Daten von Messstellen aufgelistet, die zum Subtyp 6 gestellt werden und ein schlechtes bis „höchstes ökologisches Potenzial aufweisen. Als Referenz für das höchste ökologische Potential wird Messstelle M333 (Rhynschloot, Stadt Wilhelmshaven, Niedersachsen) herangezogen. Für Schleswig-Holstein liegen keine Daten für diesen Subtyp vor.

#### **Fotodokumentation**

Das Referenzgewässer Rhynschloot (Foto 26) weist mit *Zannichellia palustris*, *Potamogeton pusillus*, *Ceratophyllum demersum* und *Myriophyllum spicatum* typische salztolerante Arten auf und ist artenreich ausgebildet (Foto 27).

Die Misselwarder Wasserlöse weist hingegen an der Messstelle M158 keine submerse Makrophytenvegetation auf (Foto 28). Das Ufer ist von einem reinen Schilfsaum geprägt und zeigt damit eine für die Marsch ohne Geesteinfluss typische Situation. Die stellenweise hohe Veralgung zeigt deutlich die Degeneration der Gewässer an (Foto 29).

### **Fotodokumentation Subtyp 6 - Marschgewässer mit erhöhter Salinität**



**Foto 26:** Referenzgewässer Subtyp 6: Rhynschloot, M333 (Niedersachsen, Stadt Wilhelmshaven, höchstes ökologisches Potenzial)



**Foto 27:** Referenzgewässer Subtyp 6: Rhynschloot, M333 Detail (Niedersachsen, Stadt Wilhelmshaven, höchstes ökologisches Potenzial)



**Foto 28:** Subtyp 6: Misselwarder Wasserlöse M158 (Niedersachsen, Lkr. Cuxhaven, schlechtes ökol. Potenzial)



**Foto 29:** Subtyp 6: Misselwarder Wasserlöse M158, Detail (Niedersachsen, Lkr. Cuxhaven, schlechtes ökol. Potenzial)

### 3.5.7 Subtyp 7 - tidebeeinflusste Marschgewässer

#### **Charakterisierung abiotischer Parameter**

Subtyp 7 umfasst die tideoffenen Marschgewässer, die einem starken Tideeinfluss unterliegen (Tidenhub über 1 m). In der Regel sind diese Gewässer sehr breit (>> 10 m). Der Tideeinfluss führt zu starken Wasserstandsschwankungen, zu zeitweilig hohen Fließgeschwindigkeiten und zu einer starken Wassertrübung. Münden die Gewässer in die Nordsee (z. B. Eider, Elbe, Weser), so ist die Salinität entsprechend dem Tideeinfluss vor allem in den Unterläufen erhöht und die Elektrische Leitfähigkeit überschreitet teilweise 1.500 µS/cm. Gewässer wie Krückau, Pinnau, und Stör sowie Este und Oste, die in die Untere Elbe münden, besitzen hingegen limnische Bedingungen. Der Tideeinfluss nimmt landein ab und bildet einen dynamischen Gradienten aus. Das Sediment wird von Marschboden gebildet.

#### **Charakterisierung Makrophyten**

Die Makrophytenvegetation der tidebeeinflussten Gewässer ist fast ausschließlich durch Helophytenbestände am Ufer gekennzeichnet. Artzusammensetzung, Ausdehnung und Vitalität der Ufervegetation wird von verschiedenen Faktoren wie Salzgehalt, Uferneigung, Vorhandensein von Uferbefestigungen und angrenzender Nutzung beeinflusst. Typisch sind vor allem Röhrichte aus *Phragmites australis*, *Phalaris arundinacea* und/oder *Bolboschoenus maritimus*. Mit zunehmendem Salzgehalt treten Halophyten in den Begleitbeständen auf. Für eine nähere Beschreibung dieses Subtyps sei auf STILLER (2005a, b, c) verwiesen.

#### **Referenz und Bewertung**

Ein höchstes ökologisches Potenzial kann anhand der submersen Makrophyten nicht beschrieben werden, da diese in stark tidebeeinflussten Marschgewässern - im Gegensatz zu historischen Zuständen - aktuell kaum noch vorkommen. Das hier entwickelte Bewertungsverfahren ist daher für Subtyp 7 nicht geeignet, da es auf dem Vorkommen submerser Makrophyten basiert.

Ein spezielles Bewertungsverfahren für diesen Subtyp findet sich bei STILLER (2005a: 36ff) und erfordert eine eigenständige Erfassungsmethodik der Ufervegetation. Das Höchste Ökologische Potenzial wird durch Helophytenbestände gebildet, die vergleichsweise artenreich ausgebildet sind und eine den spezifischen Standortbedingungen der einzelnen Gewässer entsprechende Ausdehnung und Zonierung aufweisen.

Foto 30 zeigt die limnisch geprägte Stör unterhalb von Itzehoe, wo die Ufer abschnittsweise von unterschiedlich breiten, artenarmen Schilf-Röhrichten gesäumt werden (Süßwasser-Tideröhrichte).

Der Unterlauf der Eider zwischen Eidersperrwerk und Schleuse Nordfeld ist tidebeeinflusst und zeichnet sich durch einen ausgeprägten Gradienten des Salzeinflusses aus. Bei Wollersum (Foto 31) sind Brackröhrichte mit *Bolboschoenus maritimus* und *Aster tripolium* ausgebildet.

Die Wischhafener Süderelbe (Foto 32, 33) war an den Messstellen weitgehend makrophytenfrei, nur an der Messstelle M79 wurden *Potamogeton pectinatus* und *Spirodela polyrhiza* (Foto 33) festgestellt. Prägend waren artenarmen Schilf- und Rohrglanzgras-Röhrichte.

**Fotodokumentation Subtyp 7 - tidebeeinflusste Marschgewässer**



**Foto 30:** Subtyp 7: Stör bei Groß (Schleswig-Holstein, unbefriedigendes ökologisches Potenzial)



**Foto 31:** Subtyp 7: Tide-Eider 123490 (Schleswig-Holstein, bei Wollersum, unbefriedigendes Potenzial)



**Foto 32:** Subtyp 7: Wischhafener Süderelbe M78 (Niedersachsen, unbefriedigendes ökologisches Potenzial)



**Foto 33:** Subtyp 7: Wischhafener Süderelbe M79 (Niedersachsen, unbefriedigendes ökologisches Potenzial)

### 3.6 Bewertungsregeln und Durchführung der Bewertung

Die Ermittlung des Ökologischen Potenzials erfolgt über die Errechnung einer Wertzahl (Ökologischen Qualitätskennzahl), aus der über eine Transformationsregel das Ökologische Potenzial errechnet wird.

Die grundlegenden Bewertungsregeln zur Ermittlung der Ökologischen Qualitätskennzahl sind für alle Subtypen gleich. Die Berücksichtigung der unterschiedlichen Referenzbedingungen der einzelnen Subtypen erfolgt über die jeweils für die einzelnen Subtypen festgelegten artspezifischen Wertpunkte (siehe Tabelle 13). Durch diese Regelsetzung kann die gleiche Vegetationszusammensetzung je nach Subtyp zu unterschiedlichen Bewertungen führen. Vor der Durchführung der Bewertung ist es daher erforderlich, die Messstelle anhand der kennzeichnenden Parameter (Lage, Breite, Salinität) einem Subtyp zuzuordnen. Bei Zweifelsfällen ist eine Einzelfallbeurteilung durch Experten erforderlich.

Für jede Messstelle werden die erzielten Wertpunkte für Vorkommen wertgebender Makrophytenarten und definierte Quantitäten dieser Makrophytenarten, Gesamtbedeckung und Artenzahl wertgebender Makrophytenarten sowie Anzahl vertretener Wuchsformen aufaddiert und ergeben eine zusammenfassende Zahl, die „Ökologische Qualitäts-Kennzahl“:

- (a) Wertpunkte Vorkommen wertgebender Makrophytenarten
  - + (b) Wertpunkte Deckung wertgebender (positiv bewerteter) Makrophytenarten
  - + (c) Wertpunkte Gesamtbedeckung wertgebender Makrophytenarten
  - + (d) Wertpunkte Artenzahl wertgebender Makrophytenarten
  - + (e) Wertpunkte Gesamtbedeckung aller Makrophytenarten (auch Arten mit Wertung < 0)
  - + (f) Wertpunkte Diversität (Anzahl Wuchsformen)
- 
- = Ökologische Qualitätskennzahl

Überprüfung, ob Elodeiden-Ceratophyllum-Typ, Lemniden-Typ bzw. Helophyten-Typ

Tabelle 14: Übersicht Wertzahlen und Zuordnung Wuchsformen

Name	Wuchsform	Wuchsform	Wuchsform	FFH-Art	Rote Liste BRD	Rote Liste Nds./HB	Rote Liste S.-H.	Rote Liste NRW	Neophyt	ST1		ST2		ST3		ST4		ST5		ST6	
										schmal geesteinfl		breit geesteinfl		schmal marsch		breit marsch		Köge Polder		erhöhte Salinität	
										Qualitativ	Quantitativ	Qualitativ	Quantitativ	Qualitativ	Quantitativ	Qualitativ	Quantitativ	Qualitativ	Quantitativ	Qualitativ	Quantitativ
<b>Bewertungsrelevante Arten</b>																					
Ranunculus aquatilis	B	M								0	1	0	1	1	2	1	2	1	2	2	2
Ceratophyllum submersum	C						2			2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	2
Utricularia vulgaris	C				3		1			1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	2	2
Chara fragilis	Ca									1	1	1	1	2	1	2	1	2	1	2	2
Chara vulgaris	Ca									1	1	1	1	2	1	2	1	2	1	2	2
Nitella flexilis	Ca				3+		3			1	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Nitella mucronata	Ca				3+		2			1	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Elodea canadensis	E							e		0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	2
Elodea nuttallii	E							e		0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	2
Hippuris vulgaris	E				3		3			2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Hydrocharis morsus-ranae	Hy				3		2			1	1	1	1	1	1	1	2	1	2	2	2
Eleocharis acicularis	I	Ppot			3		3			1	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Juncus bulbosus	I	Ppot								1	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Azolla filiculoides	L							e		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lemna minuta	L							e		0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	1	0
Lemna turionifera	L							e		0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	1	0
Potamogeton alpinus	Mpot	B	N		3		2			2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Potamogeton lucens	Mpot						3			2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Potamogeton perfoliatus	Mpot						2			2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Potamogeton praelongus	Mpot				2+		0			2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Hottonia palustris	M				3-		3			2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	2
Myriophyllum alterniflorum	M				2		2			2	1	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2
Myriophyllum heterophyllum	M							e		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Myriophyllum spicatum	M						3			1	1	1	1	1	2	1	2	1	2	2	2
Myriophyllum verticillatum	M						2			2	1	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2
Ranunculus circinatus	M						3			0	1	0	1	1	2	1	2	1	2	2	2
Ranunculus peltatus	M	B	N							1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	2	2
Ranunculus penicillatus	M	B	N				3			1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	2	2
Ranunculus trichophyllus	M						3			2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	2
Luronium natans	N	V	B	x	2+		1			2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Nuphar lutea	N	Mpot	B							1	1	1	1	1	2	1	2	1	2	2	2
Nymphaea alba	N						3			1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2
Persicaria amphibia	N									0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	2	2
Potamogeton natans	N	B	Ppot							1	1	1	1	1	1	1	2	1	2	2	2
Potamogeton polygonifolius	N	Mpot	B		3		3			2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Ranunculus hederaceus	N						1			1	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2

**Erläuterung Wuchsformen (grau hinterlegt = bewertungsrelevante Wuchsform)** B = Batrachide, Bry = Bryide (haptophytische Moose), C = Ceratophyllide, Ca = Charide, E = Elodeide, Eq = Equisetide, G = Graminoide, Herb = Herbide, Hy = Hydrocharide, I = Isoetide, Ju = Juncide, L = Lemnide, M = Myriophyllide, Mpot = Magnopotamide, N = Nymphaeide, Pep = Peplide, Ppot = Parvopotamide, R = Riccielleide, S = Stratiotide, V = Vallisneride

**Gefährdungskategorien:** 0 = ausgestorben/verschollen, 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, V = Vorwanliste, D = Datengrundlage unklar, + = lokal stärker gefährdet, n.a. = nicht angegeben, N = von Naturschutzmaßnahmen abhängig

\* weltweit gefährdete Arten mit Vorkommen in Deutschland (Jäger & Hoffmann 1997)

Neophyten: e = eingebürgert, u = unbeständig

Hinweis: Fortsetzung der Tabelle siehe folgende Seite.

Hinweis: Fortsetzung der Tabelle von vorhergehender Seite.

Name	Wuchsform	Wuchsform	Wuchsform	FFH-Art	Rote Liste BRD	Rote Liste Nds./HB	Rote Liste S.+H.	Rote Liste NRW	Neophyt	ST1		ST2		ST3		ST4		ST5		ST6	
										schmal geesteinfl		breit geesteinfl		schmal marsch		breit marsch		Köge Polder		erhöhte Salinität	
										Qualitativ	Quantitativ	Qualitativ	Quantitativ	Qualitativ	Quantitativ	Qualitativ	Quantitativ	Qualitativ	Quantitativ	Qualitativ	Quantitativ
<b>Bewertungsrelevante Arten</b>																					
Groenlandia densa	Ppot				2			2		2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Potamogeton acutifolius	Ppot				3			1		2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	2
Potamogeton bertholdii	Ppot									1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	2	2
Potamogeton compressus	Ppot				2			0		1	1	1	1	1	1	1	2	1	2	2	2
Potamogeton crispus	Ppot							3		1	1	1	1	1	1	1	2	1	2	2	2
Potamogeton friesii	Ppot				2			1		2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	2
Potamogeton obtusifolius	Ppot				3			2		2	1	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2
Potamogeton pusillus	Ppot									0	1	0	1	1	1	1	2	1	2	2	2
Ruppia maritima	Ppot				2					0	0	0	0	2	2	2	2	2	2	2	2
Zannichellia palustris	Ppot									1	1	1	1	1	2	1	2	1	2	2	2
Zostera marina	Ppot				3					1	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2
Zostera noltii	Ppot				3					1	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2
Callitriche cophocarpa	Pep	E								1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2
Callitriche brutia var. hamulata	Pep	E								1	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2
Callitriche obtusangula	Pep	E								1	1	1	1	1	1	1	2	1	2	2	2
Callitriche platycarpa	Pep	E								1	1	1	1	1	1	1	2	1	2	2	2
Callitriche stagnalis	Pep	E								1	1	1	1	1	1	1	2	1	2	2	2
Lemna trisulca	R							3		0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	1	0
Riccia fluitans	R							3		0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	2	2
Pistia stratiotes	S								u	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	2	2
Stratiotes aloides	S				3			1		2	1	2	1	2	1	2	2	2	2	2	2
Alisma plantago-aquatica	V	N	B							0	1	0	1	1	1	1	1	2	2	2	2
Butomus umbellatus	V	N						3		1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2
Sagittaria sagittifolia	V	N								0	1	0	1	1	1	1	2	1	2	2	2
Sparganium emersum	V	N								1	1	1	1	1	1	1	2	1	2	2	2
Fontinalis antipyretica	Bry				V					0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leptodictyum riparium	Bry									0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Bewertungsrelevante Arten: Störzeiger</b>																					
Ceratophyllum demersum	C	M								0	-1	0	-1	1	0	1	0	1	0	2	2
Lemna gibba	L									-1	-2	-1	-2	0	0	0	0	0	0	1	0
Lemna minor	L									0	-1	0	-1	0	0	0	0	0	0	1	0
Spirodela polyrhiza	L							3		0	-1	0	-1	0	0	0	0	0	0	1	0
Potamogeton pectinatus	Ppot									-1	-2	-1	-2	0	0	0	0	1	1	2	2
Potamogeton trichoides	Ppot				3			2		0	-1	0	-1	1	1	1	1	1	2	2	2
Cladophora spec (langfädig)	Bry									-1	-2	-1	-2	-1	-2	-1	-2	-1	-2	-1	-2
Darmalgen	Bry									-1	-2	-1	-2	-1	-2	-1	-2	-1	-2	-1	-2
<p><b>Erläuterung Wuchsformen (grau hinterlegt = bewertungsrelevante Wuchsform)</b> B = Batrachide, Bry = Bryide (haptophytische Moose), C = Ceratophyllide, Ca = Charide, E = Elodeide, Eq = Equisetide, G = Graminoide, Herb = Herbide, Hy = Hydrocharide, I = Isoetide, Ju = Juncide, L = Lemnide, M = Myriophyllide, Mpot = Magnopotamide, N = Nymphaeide, Pep = Peplide, Ppot = Parvopotamide, R = Riccielle, S = Stratiotide, V = Vallisneride</p> <p><b>Gefährdungskategorien:</b> 0 = ausgestorben/verschollen, 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, V = Vorwanliste, D = Datengrundlage unklar, + = lokal stärker gefährdet, n.a. = nicht angegeben, N = von Naturschutzmaßnahmen abhängig</p> <p>* weltweit gefährdete Arten mit Vorkommen in Deutschland (Jäger &amp; Hoffmann 1997)</p> <p>Neophyten: e = eingebürgert, u = unbeständig</p>																					

(a) Wertpunkte Vorkommen wertgebender Makrophytenarten

Als „wertgebende Makrophytenarten“ werden die Hydrophyten (echte Wasserpflanzen) herangezogen. Die meist randlich und am Ufer wachsenden Helophyten (Sumpfpflanzen) lassen vielfach eine Differenzierung nicht zu und sind daher im vorliegenden Fall für eine Bewertung nicht geeignet.

Typische Makrophytenarten der Marschgewässer, die hier rezent selten auftreten bzw. gegenüber den angenommenen Referenzbedingungen für das höchste/gute ökologische Potenzial zurückgegangen sind, erhalten 2 Wertpunkte. Typische Makrophytenarten der

Marschgewässer, die hier rezent verbreitet auftreten, erhalten 1 Wertpunkt, alle anderen 0 Wertpunkte. Auf Störungen hinweisende Arten („Störzeiger“) erhalten –1 Wertpunkt. Die Zuordnung der Wertpunkte zu den Makrophytenarten erfolgt individuell für jeden Subtyp. Zur Bewertung des ökologischen Potenzials werden zunächst anhand der Vegetationsaufnahme einer Messstelle die Wertpunkte aufaddiert. Je Vorkommen einer Makrophytenart können +2 bis – 1 Wertpunkte erreicht werden.

*(b) Wertpunkte Deckung wertgebender Makrophytenarten*

Die Quantität der wertgebenden Makrophytenarten wird berücksichtigt, indem bei Deckung der jeweiligen Art über Londo 2 (entsprechend 15 – 25 % Deckung) die in der Spalte „Quantitativ“ in Tabelle 13 genannte Wertzahl hinzu addiert wird. Die Zuordnung der Wertpunkte zu den Makrophytenarten erfolgt individuell für jeden Subtyp. Damit können wertgebende Makrophytenarten bis zu max. +4 Wertpunkte für (a) Vorkommen und (b) höhere Deckung erhalten.

*(c) Wertpunkte Gesamtdeckung wertgebender Makrophytenarten*

Die Gesamtdeckung aller positiv bewerteten Hydrophyten ohne Lemniden, *Potamoeton pectinatus*, *Potamogeton trichoides*, *Ceratophyllum demersum* wird rechnerisch aus den erhobenen Daten ermittelt (z.B. Art 1: Londo 2, Art 2: Londo 0,4, Art 3: Londo 3).<sup>3</sup> Hierzu werden die Londo-Werte dieser Arten aufaddiert (z.B. Londo 2+0,4+3=5,4)<sup>4</sup>. Die in Londo ausgedrückte Summe (z.B. 5,4) entspricht in etwa der durchschnittlichen Gesamtdeckung in % (z.B. 55%). Die theoretisch mögliche Varianz der Gesamteckung aller positiv bewerteten Hydrophyten liegt im Beispiel zwischen 45% und 65%<sup>5</sup>.

Die Zuordnung der Wertpunkte zu den Gesamtdeckungen erfolgt individuell für jeden Subtyp (Tabelle 2). Wurde nicht die gesamte Gewässerbreite bearbeitet, sind die Deckungswerte zuvor anteilig auf die gesamte Gewässerbreite umzurechnen<sup>6</sup>.

Summe der Deckungen aller Hydrophyten ohne Störzeiger (Lemniden, <i>Potamogeton pectinatus</i> , <i>Potamogeton trichoides</i> , <i>Ceratophyllum demersum</i> ) über 20% (ST1) bzw. 15 % (ST 3) bzw. 10% (ST 2) bzw. 5 % (ST 4, 5, 6)	+ 1 Wertpunkt
Summe der Deckungen aller Hydrophyten ohne Störzeiger (Lemniden, <i>Potamogeton pectinatus</i> , <i>Potamogeton trichoides</i> , <i>Ceratophyllum demersum</i> ) über 50% (ST1) bzw. 30 % (ST 3) bzw. 20% (ST 2, 4) bzw. 5 % (ST 5, 6)	+ 2 Wertpunkte

*(d) Wertpunkte Artenzahl wertgebender Makrophytenarten*

Die Artenzahl aller positiv bewerteten Hydrophyten ohne Lemniden, *Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton trichoides*, *Ceratophyllum demersum* wird rechnerisch aus den erhobenen Daten ermittelt. Die Zuordnung der Wertpunkte zur Artenzahl wertgebender Makrophytenar-

<sup>3</sup> Dies ist erforderlich, da dieser Wert nicht bei der Untersuchung der Messstelle gesondert ermittelt wird.

<sup>4</sup> Die Summe der Londo-Werte kann über 10 liegen, wenn sich Arten überdecken. Dies ist für die Bewertung unerheblich, da es darauf ankommt, wertgebende Deckungen über Londo 2 zu ermitteln.

<sup>5</sup> Die Varianz und damit die Ungenauigkeit dieses Wertes nimmt mit der Anzahl der berücksichtigten Arten bzw. mit der Höhe der Londo-Werte zu. Dies ist für die Gesamtbewertung zu vernachlässigen, da die Bewertungsregeln entsprechend robust sind. Die Schwellenwerte zur Vergabe von Wertpunkten sind so gewählt, dass meist nur wenige Arten zum Erreichen der Klassengrenzen erforderlich sind und somit der Fehler nicht zu hoch wird.

<sup>6</sup> Beispiel: Bei einem 30m breiten Gewässer werden nur die Uferstreifen von je 5m Breite erfasst. Alle Schätzwerte zur Deckung sind vor der weiteren Auswertung mit 0,33 zu multiplizieren.

ten erfolgt individuell für jeden Subtyp (Tabelle 2).

Artenzahl Hydrophyten ohne Lemniden, Potamogeton pectinatus, Potamogeton trichoides, Ceratophyllum demersum über 5 Arten (ST 1,2) bzw. über 4 Arten (ST 3, 4) bzw. 3 Arten (ST 5, 6)	+ 1 Wertpunkt
Artenzahl Hydrophyten ohne Lemniden, Potamogeton pectinatus, Potamogeton trichoides, Ceratophyllum demersum über 8 Arten (ST 1,2) bzw. über 6 Arten (ST 3, 4) bzw. 5 Arten (ST 5, 6)	+ 2 Wertpunkte

*(e) Wertpunkte Gesamtdeckung aller Makrophytenarten*

Sehr hohe Gesamtdeckungen (unter Berücksichtigung aller Makrophytenarten, Hydrophyten und Helophyten unabhängig von ihrer positiven oder negativen Bewertung) entsprechen nicht den Zielvorstellungen und Referenzbedingungen und führen daher ab einem Wert von 80% zu einer Abwertung. Die Gesamtdeckung wird bei der Datenerhebung immer vor Ort erhoben und direkt in % angegeben.

Gesamtdeckung alle Makrophyten über 80 %	- 1 Wertpunkt
------------------------------------------	---------------

*(e) Wertpunkte Zahl der Wuchsformen aller Makrophytenarten*

Die Zahl der Wuchsformen aller bewerteten Hydrophyten inkl. Störzeiger wird rechnerisch aus den erhobenen Daten ermittelt. Die Zuordnung der Wertpunkte zu den Gesamtdeckungen erfolgt individuell für jeden Subtyp (Tabelle 2).

Anzahl Wuchsformen aller Makrophytenarten über 7 (ST 1, 2) bzw. 6 (ST 3, 4) bzw. 3 (ST 5, 6)	+ 1 Wertpunkt
Anzahl Wuchsformen aller Makrophytenarten über 10 (ST 1, 2) bzw. 9 (ST 3, 4) bzw. 6 (ST 5, 6)	+ 2 Wertpunkte

*(f) Prüfung auf Elodeiden-Ceratophyllum-Typ, Lemniden-Typ*

Wenn die Deckung von Arten der genannten Vegetations-Typen über 50% der Gesamtdeckung ausmachen, kann maximal das Gute bzw. Mäßige Ökologische Potenzial erreicht werden.

Wenn Elodeiden-Ceratophyllum-Typ	maximal das Gute Ökologische Potenzial erreichbar
Wenn Lemniden-Typ	maximal das Mäßige Ökologische Potenzial erreichbar

Auf diese Weise lässt sich für jede Messstelle eine Wertpunktsumme ermitteln, in die neben den vorkommenden Arten die Deckung und die Artenzahl der wertbestimmenden Arten, die

Gesamtdeckung aller Arten sowie die Wuchsformenvielfalt eingehen; siehe nachfolgendes Beispiel für ein Gewässer des Subtyps 1:

		Wertpunkte Vorkommen	Wertpunkte Deckung
<b>Art 1</b>	Londo 0,4	1	0
<b>Art 2</b>	Londo 2	0	0
<b>Art 3</b>	Londo 3	2	1
<b>Art 4</b>	Londo 4	1	1
<b>Art 5</b>	Londo 0,1	- 1	0
<b>Art 6</b>	Londo 1	0	0
Zwischensumme		(a) 3	(b) 2
		Wertpunkte	
Gesamtdeckung positiv wertgebender Makrophytenarten (Art 1, 3, 4)	Londo 7,4	(c) 2	
Artenzahl positiv wertgebender Makrophytenarten (Art 1, 3, 4)	3	(d) 0	
Gesamtdeckung aller Arten	95%	(e) – 1	
Anzahl Wuchsformen	8	(f) 1	
<b>Summe Wertpunkte (a) bis (f) = Ökologische Qualitäts-Kennzahl</b>		<b>7</b>	
Prüfung auf Elodeiden-Ceratophyllum-Typ oder Lemniden-Typ		negativ	

Die Wertpunktsummen werden nach folgenden Regeln transformiert und ergeben das ökologische Potenzial im Sinne der WRRL:

Ökologisches Potenzial im Sinne der WRRL	Stufe	Ökologische Qualitäts-Kennzahl
höchstes Potenzial*	1	über 12
gutes Potenzial	2	über 8 bis 12
mäßiges Potenzial	3	über 4 bis 8
unbefriedigendes Potenzial	4	über 1 bis 4
schlechtes Potenzial	5	unter / gleich 1
* = wenn Elodeiden-Ceratophyllum-Typ oder Lemniden-Typ, dann maximal gutes bzw. mäßiges Potenzial		

Bezogen auf obiges Beispiel für den Subtyp 1 ergibt sich die Bewertung "mäßiges Potenzial". Die praktische Anwendung erfolgt in einer Tabellenkalkulation, welche die entsprechende Rechenformel vorhält und die Berechnung automatisiert.

Im Rahmen der Durchführung der Bewertung (siehe auch Tabelle 14) können auch nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (1964) erhobene Vegetationsdaten, wenn keine nach entsprechend den obigen Vorgaben erhobenen Daten vorliegen, ebenfalls einbezogen werden. Hierbei werden die Schätzwerte nach BRAUN-BLANQUET (1964) entsprechend Tabelle 16 (im Anhang) in Londo-Werte umgerechnet. Wichtig ist, dass die Gesamtdeckung mit erfasst wurde. Dabei ergibt sich zwangsläufig eine Ungenauigkeit in der Bewertung, die vom Einzelfall abhängt und von dem Bearbeiter fachlich zu beurteilen ist. Pflanzensoziologischen Vegetationsaufnahmen entsprechen der Schule von BRAUN-BLANQUET (1964) liegen vielfach sehr kleine Aufnahmeflächen zugrunde (wenige m<sup>2</sup>). Hier ist im Einzelfall zu prüfen, ob die Daten für eine Bewertung nach BEMA geeignet sind.

Als %-Schätzung und nach der Kohler-Skala erhobene Vegetationsdaten können entsprechend Tabelle 16 (im Anhang) in Londo-Werte umgerechnet werden. Allerdings ist dies grundsätzlich fehlerbehaftet, da der Kohler-Skala der essentielle Bezug zur Fläche fehlt.

**Tabelle 15: Auswertung**

Position	Festlegung	Hinweise
Dateneingabe	Eingabe in EDV-Tabellenkalkulation in vorbereitetes Datenblatt	Fehlerkontrolle
Bewertung	Ermittlung des ökologischen Potenzials	Plausibilitätskontrolle
Analyse	Vergleich mit historischen Daten	
Bericht	Darstellung der Ergebnisse in einem kommentierten Bericht.	Der Bericht soll weiter eine Beschreibung von Vorgehensweise, aufgetretenen Schwierigkeiten und deren Lösung enthalten.

### 3.7 Durchführung der Qualitätskontrolle

Abschließend ist eine Qualitätskontrolle (Tabelle 15) erforderlich, die die Ergebnisse sowohl redaktionell als auch methodisch auf Fehler abprüft.

**Tabelle 16: Qualitätskontrolle**

Position	Festlegung	Hinweise
Dateneingabe	Überprüfung der korrekten Dateneingabe (Stichproben)	Fehlerkontrolle
Datenprüfung	Überprüfung, ob die Vorgaben zur Datenerhebung (Methodenblatt 2) eingehalten wurden	Fehlerkontrolle
Prüfung Typisierung	Überprüfung der Zuordnung der bearbeiteten Messstellen zu Subtypen	
Bewertung	Ermittlung des ökologischen Potenzials	Plausibilitätskontrolle

## 3.8 Kurzübersicht über das Bewertungsverfahren

### 1. Vorbereitung der Erhebung und Messstellenauswahl (Kap. 3.2):

- a) Festlegung der Fragestellung im Hinblick auf die Messstellenauswahl
- b) Kenntnisstand: Auswertung vorliegender Daten
- c) Auswahlkriterium (Repräsentativität oder zufallsverteilt)
- d) Festlegung der zu untersuchenden Gewässer
- e) (Vorab)Auswahl der Messstellen

### 2. Durchführung der Erhebung (Kap. 3.3 - 3.5):

- a) Prüfung auf Anwendbarkeit des Bewertungsverfahrens  
(Ermittlung des Subtyps: bei tideoffenen Gewässern: Bewertung nach STILLER 2005a, b, c)
- b) Geländeaufnahme:
  - ▶ Voraussetzung: Kartierbarkeit, gute Zugänglichkeit
  - ▶ Wichtige Ausrüstung: Teleskop-Harke, Wurfharke, ggf. Sichtkasten, Kamera, GPS, Leitfähigkeitsmessgerät, Lupe (10-fache bis 15-fache Vergrößerung)
  - ▶ Aufnahmezeit: Mitte Juni bis Mitte September (vor Beginn der Gewässerunterhaltung)
  - ▶ Witterung/Wasserstand: nicht bei Hochwasser oder starkem Regen
  - ▶ Beprobung einer homogenen Gewässerstrecke von 100 m Länge (Ausnahme: 50-100m Länge)
  - ▶ Beprobung vom Ufer aus (ggf. von Brücke, Ausnahme: Boot)
  - ▶ Beprobung über die gesamte Gewässerbreite (ggf. Streifen festzulegender Breite an den Ufern, bei Auswertung berücksichtigen)
  - ▶ Deckungsschätzung (inkl. Gesamtdeckung) nach LONDO

### 3. Durchführung der Bewertung (vgl. Kap. 3.6):

- a) Eingabe der Geländedaten und Prüfung (Fehlerkontrolle)
- b) Durchführung der Bewertung mit Bewertungstool

### 4. Durchführung der Qualitätskontrolle (vgl. Kap. 3.7):

- a) Prüfung auf Plausibilität und Fehlerkontrolle

## 4 Literatur

- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. Wien.
- BRUENS, A., HEINZEL, K. & F. FUHR (2005): Grundlagenerhebungen an künstlichen Marschgewässern – Exemplarische Ermittlung des ökologischen Potenzials.- Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, Flintbek, 182 S.
- BRUX, H. (2005): Erfassung zur Makrophytenvegetation niedersächsischer Marschgräben. Unveröff. Daten.
- BRUX, H. (2008): Daten zur Makrophytenvegetation niedersächsischer Fließgewässer 1983 – 2008. Unveröff. Daten.
- BRUX, H. (2009): Daten zur Makrophytenvegetation niedersächsischer Fließgewässer 2009. Unveröff. Daten.
- BRUX, H., TODESKINO, D., WIEGLEB, G. (1987): Growth and reproduction of Potamogeton alpinus growing in disturbed habitats. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergeb. Limnol. 27: 115-127.
- CASPER, J., KRAUSCH, H.-D., BÜDEL, B. SCHAGERL, M. (2008): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bd. 23: Pteridophyta und Anthophyta Teil 1 und Bd. 24: Pteridophyta und Anthophyta Teil 2: BD 24/2 von Jost Casper, Heinz-Dieter Krausch, Burkhard Büdel, und Michael Schagerl (Hinweis: Auch Auflage von 1980 geeignet)
- GARNIEL, A. (2000): Schutzkonzept für gefährdete Wasserpflanzen der Fließgewässer und Gräben Schleswig-Holsteins – Teil C: Gräben. Gutachten im Auftrag des LANU SH, unveröff. Polykopie, Kiel.
- HAGGE, A., F. EGGERS, H.-J. KRIEG, H.-J. SCHUBERT & G. STILLER (2003): Untersuchungen zur EU-Wasserrahmenrichtlinie in ausgewählten Flussunterläufen (Hypopotamal) und Speicherbecken der Marschen von Schleswig-Holstein. - Gutachten i. A. des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, Flintbek, Bd. 1-8.
- HERR, W. (1984): Vegetation der Fließgewässer in Schleswig-Holstein. Forschungsbericht Univ. Oldenb. (3 Bände) i. Auftrag d. Landesamtes f. NatSch. u. Landschaftspflege Schleswig-Holstein.
- HERR, W., D. TODESKINO, WIEGLEB, G. (1989a): Übersicht über Flora und Vegetation der niedersächsischen Fließgewässer unter besonderer Berücksichtigung des Naturschutzes und der Landschaftspflege. - Natursch. Landschaftspfl. Niedersachsen 18: 145-283, Hannover.
- HERR, W., D. TODESKINO, WIEGLEB, G. (1989b): Veränderungen von Flora und Vegetation in ausgewählten Fließgewässern Niedersachsens nach vierzig Jahren (1946/86). - Natursch. Landschaftspfl. Niedersachsen 18: 121-144, Hannover.
- IBL UMWELTPLANUNG 1988 (Bearb. H. Brux). Landschaftsökologische Untersuchung und Bewertung von Marschgräben im Gebiet des Entwässerungsverbandes Butjadingen, Lkr. Wesermarsch. Auftraggeber: Entwässerungsverband Butjadingen (UHV 91).
- IBL UMWELTPLANUNG (2004) (Bearb. W. Herr): Kritische Würdigung des Phylib-Verfahrens zur Umsetzung der EU-WRRL in Fließgewässern des norddeutschen Flachlandes. Auftraggeber: Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Hildesheim.

- IBL UMWELTPLANUNG (2007a): Entwicklung eines Verfahrens zur Bewertung der Makrophyten niedersächsischer Marschgewässer entsprechend den Anforderungen der WRRL.- Unveröff. Gutachten im Auftrag des Unterhaltungsverbandes Nr. 18 Kehdingen, 181 S. + Anhang
- IBL UMWELTPLANUNG (2007b): Makrophytenuntersuchungen gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie an Fließgewässern im Bereich der Betriebsstelle Aurich des NLWKN: Kartierung von Makrophyten nach dem vom Bayerischen Landesamt entwickelten sog. PHYLIB-Verfahren und ergänzende Angabe der Deckungsgrade nach LONDO. Auftraggeber: Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), Betriebsstelle Aurich.
- IBL UMWELTPLANUNG (2008): Makrophytenuntersuchungen gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie an Fließgewässern im Bereich der Betriebsstelle Aurich des NLWKN: Kartierung von Makrophyten nach dem vom Bayerischen Landesamt entwickelten sog. PHYLIB-Verfahren und ergänzende Angabe der Deckungsgrade nach LONDO. Auftraggeber: Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), Betriebsstelle Aurich.
- JÖDICKE, K., STUHR, J., SCHÖNFELDER, I., LÜTTIG, A., SCHWAHN, J., HARBST, D., NEUMANN, M. & T. GÖRLICH (2007): Überblicksüberwachung Fließgewässer 2008-2011 – Zwischenbericht 2009.- Unveröff. Gutachten i. A. des Landesverbandes der Wasser- und Bodenverbände Schleswig-Holstein, Rendsburg, 126 S. und Anhang.
- KOHLER, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. *Landschaft und Stadt* 10: 73-85.
- KOHLER, A. & U. VEIT (2003): Makrophyten als biologische Qualitätskomponente bei der Fließgewässer-Beurteilung. Anmerkungen zur EU-Wasserrahmenrichtlinie – Naturschutz und Landschaftsplanung 12: 357 – 363.
- LEYSSEN, A., ADRIAENS, P., DENYS, L., PACKET, J., SCHNEIDERS, A., VAN LOOY, K., VANHECKE, L. (2005): Toepassing van verschillende biologische beoordelings-systemen op Vlaamse potentiële interkalibratielocaties oevereekomstig de Europese Kaderrichtlijn Water, Partim Macrofyten. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel
- LONDO, G. (1975): Dezimalskala für die vegetationskundliche Aufnahme von Dauerquadraten. - In: Tüxen, R. (ed.): Sukzessionsforschung, p. 613-618, Vaduz.
- LONDO, G. (1984): The decimal scale for relevés of permanent quadrats. - In: Knapp, R. (ed.): Sampling methods and taxon analysis in vegetation science, p. 45-50.
- MOELEN, D. VAN DER POT, R. 2007: Referenties en concept-maatlaten voor rivieren voor de Kaderrichtlijn Water, update Februari 2007, STOWA, Rapportnr. 2004-43.
- PRESTON, P. (1995): Pondweeds of Great Britain and Ireland. Botanical Society of the British Isles, London. BSBI Handbook No 8. 352 pp.
- SCHAUMBURG, J., SCHRANZ, C., FOERSTER, J., GUTOWSKI, A., HOFMANN, G., KÖPF, B., MEILINGER, P., SCHMEDTJE, U., SCHNEIDER, S., STELZER, D. (2005): Bewertungsverfahren Makrophyten & Phytobenthos. Fließgewässer- und Seen-Bewertung in Deutschland nach EG-WRRL. Informationsberichte Heft 1/05. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München. 245 S.

- SCHAUMBURG, J., SCHRANZ, C., STELZER, D., HOFMANN, G., GUTOWSKI, A. & FOERSTER, J. (2006): Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. Stand Januar 2006. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, 1-119.
- STILLER, G. (2005a): Bewertung der Qualitätskomponente Makrophyten in ausgewählten tidebeeinflussten Flussunterläufen und Koog-Gewässern in den Marschen von Schleswig-Holstein gemäß EU-WRRL. - Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, 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 EU-Wasserrahmenrichtlinie. - Gutachten i. A. der ARGE ELBE, Wassergütestelle Elbe, Hamburg, 35 S. + Anhang.
- STUHR, J. (1993): Untersuchungen der Vegetation von Gräben in drei ausgewählten Bereichen der schleswig-holsteinischen Marsch. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein, 24 S. + Tabellen und Karten, Kiel.
- STUHR, J. (1987): Forschungsvorhaben Ökologische Auswirkungen der Extensivierungsförderung. Auswirkungen des verminderten Düngereintrags auf Flora und Fauna von Marschgräben. Teil I. – Gutachten im Auftrag des Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Schleswig-Holstein. 84 S.
- STUHR, J. & K. JÖDICKE (2003): Makrophyten in Fließgewässern –Typisierung der Fließgewässervegetation Schleswig-Holsteins als Grundlage für eine ökologische Zustandsbewertung gemäß WRRL.- Unveröff. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt SH.
- STUHR, J. & A. THOMES (1988): Forschungsvorhaben Ökologische Auswirkungen der Extensivierungsförderung. Auswirkungen des verminderten Düngereintrags auf Flora und Fauna von Marschgräben. Teil II. – Gutachten im Auftrag des Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Schleswig-Holstein. 30 S.
- VEIT, U., KOHLER, A. (2008): Bewertung der Makrophyten-Biodiversität in Fließgewässern. Ber. Inst. Landschafts- Pflanzenökologie Univ. Hohenheim Heft 17, 2007, S. 57-68, Stuttgart 2008.
- WEYER, K. VAN DE (2001): Klassifikation der aquatischen Makrophyten von Nordrhein-Westfalen gemäß den Vorgaben der EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie.- LUA NRW (Hrsg.), Merkblätter 30, Essen.
- WEYER, K. VAN DE (2003): Kartieranleitung zur Erfassung und Bewertung der aquatischen Makrophyten der Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen gemäß den Vorgaben der EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie. LUA NRW, Merkblätter 39: 60 S.
- WEYER, K. VAN DE (2007): Die Bedeutung von Tauchuntersuchungen bei der Erfassung von Makrophyten in Seen und Fließgewässern. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 2006 (Dresden): 708-713, Werder 2007.

- WEYER, K. VAN DE (2008): Fortschreibung des Bewertungsverfahrens für Makrophyten in Fließgewässern in Nordrhein-Westfalen gemäß den Vorgaben der EG-Wasser-Rahmen-Richtlinie. Endfassung, 02.05.2008. Auftraggeber: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW.
- WEYER, K. VAN DE, SCHMIDT, C. (2007): Bestimmungsschlüssel für die aquatischen Makrophyten (Gefäßpflanzen, Armleuchteralgen und Moose) in Deutschland: 128 S. & 348 Seiten Anhang mit 332 Abb. (Bearbeitung: D. WASSONG & B. KREIMEIER), erstellt im Auftrag des Ministeriums für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg, CD/Polykopie, Nettetal/Potsdam, [www.ml原因.brandenburg.de/cms/detail.php/bb2.c.416666.de](http://www.ml原因.brandenburg.de/cms/detail.php/bb2.c.416666.de)
- WIEGLEB, G. (1991): Die Lebens- und Wuchsformen der makrophytischen Wasserpflanzen und deren Beziehungen zur Ökologie, Verbreitung und Vergesellschaftung der Arten. *Tuexenia* 11: 135-147.

## **5 Anhang**

**Bewertungstool MS Excel (digital):**

**Datei „Bewertungstool Makrophyten Marschgew Rev 4 .XLS“**

Tabelle 17: Schätzskalen für Vegetationsaufnahmen

Londo (1975)		Kohler (1978)		Braun-Blanquet-Skala (1964)			Zur Schätzung für BEMA verwendete Skala nach Londo		
Skala	Deckung in %	Skala	Pflanzenmenge* nach Kohler	Skala	Mittelwert Deckung	Deckung / Artmächtigkeit	Skala	Deckung in %	Erläuterung
r	raro	1 sehr selten, < 5 Ind.	1	r	0,1 %	1 Individuum oder Trieb	r	<< 1	1 - 3 Ex.
p	paululum								
a	amplius								
m	multum								
	< 1	2 selten, unbedeutende Deckung	8	+	0,5 %	spärlich, sehr geringe Deckung < 1 %	+	< 1	> 3 Ex.
.1	1								
.2	1 - 3								
.4	3 - 5	3 verbreitet	27	1	2,5 %	5 - 50 Individuen, jedoch Deckung <5%	.1	ca. 1	
1-	5 - 10								
1	5 - 15	4 häufig	64	2	15 %	zahlreich, 5 - 25% Deckung	.2	> 1 - 3	
1+	10 - 15								
2	15 - 25								
3	25 - 35								
4	35 - 45								
5	45 - 55								
5-	45 - 50								
5+	50 - 55								
6	55 - 65	5 massenhaft	125	3	37,5 %	25 - 50% Deckung	.4	> 3 - 5	
6	55 - 65								
7	65 - 75								
8	75 - 88								
9	85 - 95								
10	95 - 100								
				4	62,5 %	50 - 75% Deckung	.7	6 - 8	
				5	87,5 %	75 - 100% Deckung	1	9 - 12	
							1.2	13 - 15	
							2	16 - 25	
							3	26 - 35	
							4	36 - 45	
							5	46 - 55	
							6	56 - 65	
							7	66 - 75	
							8	76 - 85	
							9	86 - 100	

• Hinweis: Die Tabelle kann auch zur Umrechnung von Werten aus anderen Verfahren in LONDO-Werte verwendet werden. Die entstehenden Ungenauigkeiten sind vom Fachgutachter zu berücksichtigen.

• \* Die Pflanzenmenge nach Kohler kann entsprechend der Definition in KOHLER & VEIT (2003) und KOHLER in lit. (2008) nicht in Deckungswerte umgerechnet werden. Der hier vorgestellte Vorschlag aus IBL UMWELTPLANUNG (2008a) orientiert sich an VEIT & KOHLER (2007) und VAN DE WEYER (2008a), um zumindest eine näherungsweise Transformation dieser Daten zu ermöglichen.

**Tabelle 18: Referenz-/Beispielaufnahmen Subtyp 1: schmale bis mittelbreite geestbeeinflusste Marschgewässer**

Nr.	M263	M261	M277	M127	M262	M267	M300	M63	M61	SH23	SH24	SH2	SH1	SH25	SH22	HH4	HH1	HH2	HH3
Bundesland	NI	SH	SH	SH	SH	SH	SH	HH	HH	HH	HH								
Ökologische Qualitäts-Kennzahl	19	18	16	16	15	14	11	11	9	9	6	2	1	0	-2	8	7	5	5
<b>Ökologisches Potenzial</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>3</b>
Jahr	1981	1979	1978	2005	1981	1978	2005	2005	2005	1993	1993	2004	2006	1993	1993	2008	2008	2008	2008
ELF [µS]				540					530	600									
mittlere Breite [m]	4	2	10	3		4	4	6	7	-	-	-	4	-	-	5	8	5	10
Entfernung Geest Luftlinie (km)	-0,7	0,1	0,1	0,6	0	0,1	0	0,7	0,4	-	-	-	2,2	-	-	-	-	-	-
Entfernung Geest in Fließrichtung (km)	-0,7	1,5	0,6	1,6	0	0,1	0		0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Entfernung zur Küste (km)	10	8,4	15,3	8	11,1	6	11,1	1,2	3,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Arten (Gewässer)</b>																			
Deckung Hydrophyten (%)	97	76,5	51,3	127	86	41	77,8	73,6	85,2	95	95	80	30	95	95	90	45	15	40
Artenzahl Hydrophyten	13	13	20	10	11	13	7	12	8	10	10	9	9	10	5	14	10	11	10
Nuphar lutea	0,4	0,1	0,4	1,2		1,2							0,2			2		+	2
Potamogeton natans	0,4	3	0,4		4		5			0,2			1			0,4	+		
Hydrocharis morsus-ranae			0,4	+		0,1	+			4	1		0,2			+	+	+	+
Persicaria amphibia		0,1	0,4		(v)	0,1		+		0,2	+								
Luronium natans		0,1			0,1		+												
Potamogeton polygonifolius																			
Sparganium emersum	0,1	0,4	1	2	0,1		0,7					0,1						+	1,2
Alisma plantago-aquatica										0,2	0,2			0,2	0,2				
Sagittaria sagittifolia			0,1			1,2											+	+	0,7
Sparganium erectum																			
Potamogeton alpinus	6	1		5	2	0,1	+									0,4			
Potamogeton trichoides	(v)		0,4		2		2									1,2			+
Potamogeton berchtoldii			0,4																
Potamogeton pectinatus				4								0,2	0,2	0,4		0,4			0,7
Potamogeton obtusifolius				+				0,4	5										
Potamogeton crispus			(v)		0,4						1	0,1		0,4		0,4			
Potamogeton compressus			(v)						0,1										
Potamogeton pusillus							+	+				2		0,4		0,2			
Potamogeton acutifolius				+															
Ranunculus peltatus	0,1	0,4	(v)		0,1														
Ranunculus trichophyllus								0,1											
Ranunculus circinatus								0,1											
Myriophyllum spicatum			0,1					5											
Myriophyllum verticillatum	0,1				0,4														
Hottonia palustris										0,4	0,4								
Myriophyllum alterniflorum				0,4															
Callitriche cf. cophocarpa																			0,2
Callitriche platycarpa	0,1	0,4	0,4	+	0,1														
Callitriche hamulata			0,1			0,1													
Callitriche obtusangula	1,2	1						0,1											
Callitriche stagnalis			(v)		(v)														
Stratiotes aloides										6	4								
Ceratophyllum demersum						0,1		0,2	0,1			2	1	2			2		+
Lemna minor	0,1	(v)	0,1		0,1	0,1		0,1	+	0,4	4	0,2	1	2	6	0,2	0,2	0,1	+
Spirodela polyrhiza			0,1		0,1					0,4	4	0,1	0,2	0,4	1	0,2	0,2		+
Lemna gibba										0,4	0,4		0,2	0,4	2				
Lemna trisulca			0,1					0,1		4	2	0,1	0,1	0,4	2				+
Riccia fluitans			0,1															+	+
Eleocharis acicularis	(v)	1																	
Juncus bulbosus					(v)														
Elodea canadensis	1	(v)	0,4					1,2	3			2		6		2			+
Elodea nuttallii								0,1								7	2		+
Utricularia vulgaris	0,1	(v)		+	(v)	0,1		0,1	0,1										
Nitella flexilis									0,1										
Nitella mucronata																	0,4		
Nasturtium microphyllum																			+

**Erläuterungen:**

Ökologisches Potenzial 1 = höchstes; 2 = gutes; 3 = mäßiges; 4 = unbefriedigendes; 5 = schlechtes ökologisches Potenzial.

Hinweis: Deckungsschätzung nach Londo; M277 zusätzlich (v) = 1982 vorhanden (nicht in Bewertung einbezogen)

Quellen: M261 - M263, M277: Herr et al. 1989; SH22 – SH25: Stuhr 1993, M61, M63: IBL 2007a; M300: Brux 2008; SH2: Bruens et al. 2005, SH1: Jödicke & Stuhr 2006; HH1 – HH4: Stiller 2008

Tabelle 19: Referenz-/Beispielaufnahmen Subtyp 2: breite geestbeeinflusste Marschgewässer

Nr.	M257	M278	M250	M279	M259	M252	M256	M25	M113	M26	M88	SH4	SH7	SH5	SH6	SH3	HH5
Bundesland	NI	SH	SH	SH	SH	SH	HH										
Ökologische Qualitäts-Kennzahl	19	17	14	12	11	10	9	9	9	7	6	14	7	4	4	3	9
Ökologisches Potenzial	1	1	1	2	2	2	2	2	2	3	3	1	3	4	4	4	2
Jahr	1979	1978	1979	1978	1979	1979	1979	2005	2005	2005	2005	2006	2006	2006	2006	2006	2008
ELF [µS]								740	330	520	600						
mittlere Breite [m]	15	15	20	15	25	18	12	15	20	15	12	22	13	100	120	18	-
Entfernung Geest Luftlinie (km)	0,2	-0,3	4,5	-0,1	0	2,7	0,4	-0,2	4,5	2,5	4,2	2	6,4	1	2,2	5	-
Entfernung Geest in Fließrichtung (km)	1,1	-0,3	5,2	-0,4	0,1	5,9	0,6	-4,8	5,2	2,7	7,5	-	-	-	-	-	-
Entfernung zur Küste (km)	10,4	14	9,9	12,1	7,1	9,9	13,2	6,3	9,9	5,1	10,5	-	-	-	-	-	-
<b>Arten (Gewässer)</b>																	
Deckung Hydrophyten (%)	75	45	63	47	34	30	50	31,4	13,1	3	17,2	30	50	40	35	5	80
Artenzahl Hydrophyten	19	16	17	17	13	15	8	10	12	11	10	17	10	1	2	5	20
<i>Ranunculus aquatilis</i> agg.												+					
<i>Nuphar lutea</i>	1	0,4	0,1	0,4	0,4	0,2			0,4		1	0,4	2	4	3	0,4	4
<i>Potamogeton natans</i>	0,4	0,4	0,1	0,4	0,1	0,1	1	0,1				+					
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	0,1	0,1	0,2		0,1	0,2		0,1	r	+	0,2						0,1
<i>Persicaria amphibia</i>	0,1	0,1	0,1	0,1		0,1			0,1	+							
<i>Sparganium emersum</i>	0,4	0,4	0,2	0,4	0,4	1	0,4					0,4					
<i>Butomus umbellatus</i>												0,2					
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	1	0,1	0,2			0,2	1		r		+	0,2			r	+	
<i>Potamogeton alpinus</i>	(v)						0,1										
<i>Potamogeton lucens</i>		(v)										0,2				0,2	r
<i>Potamogeton perfoliatus</i>		(v)	(v)									0,4					
<i>Potamogeton friesii</i>												0,2					
<i>Potamogeton trichoides</i>	0,1	1	0,1	0,4					r								r
<i>Potamogeton berchtoldii</i>		0,1	3	0,1		0,1			+				r				
<i>Potamogeton pectinatus</i>	1		0,2	0,1	0,4	0,1	1	0,1			0,2	+	2				0,1
<i>Potamogeton obtusifolius</i>	0,4				0,1		1	0,1		+							0,2
<i>Potamogeton crispus</i>			0,2								+		r				
<i>Potamogeton pusillus</i>											+	0,2					
<i>Potamogeton acutifolius</i>											+						
<i>Ranunculus peltatus</i>	0,1			0,1													
<i>Myriophyllum spicatum</i>		0,4		0,4													
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	0,4			0,1													
<i>Hottonia palustris</i>	0,1																
<i>Callitriche platycarpa</i>	1	0,4	0,2	0,4	0,4	0,1	0,4	+	0,4	+							
<i>Callitriche hamulata</i>		0,1															
<i>Stratiotes aloides</i>													r				
<i>Ceratophyllum demersum</i>	0,4		0,2	0,4	1	0,2			+	+	0,2	0,1	0,1				4
<i>Lemna minor</i>	0,1	0,4	1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,4	0,2	0,1	+	0,2	0,2			0,1	r
<i>Spirodela polyrhiza</i>	0,4	0,1	0,2	0,4	0,1	0,2		0,2	+	+	+	r	0,1				r
<i>Lemna gibba</i>			0,1	0,4		0,1											
<i>Lemna trisulca</i>	(v)			0,1	0,1			+		+		r	0,1			r	r
<i>Riccia fluitans</i>									0,1								r
<i>Elodea canadensis</i>		0,4		0,4	0,1	0,1				+		+	0,1				
<i>Elodea nuttallii</i>								2		+		0,4					
<i>Nitella mucronata</i>																	0,1
<i>Utricularia vulgaris</i>	0,4		0,1		0,1	0,1		0,1	+	+							

**Erläuterungen:**

Ökologisches Potenzial: 1 = höchstes; 2 = gutes; 3 = mäßiges; 4 = unbefriedigendes; 5 = schlechtes ökologisches Potenzial.

Hinweis: Deckungsschätzung nach Londo; M250 zusätzlich (v) = 1979 vorhanden, M257 zusätzlich (v) = 1978 vorhanden, M278 zusätzlich (v) = 1977 vorhanden, *Potamogeton alpinus* 1982 im Treibsel (nicht in Bewertung einbezogen)

Quellen: M250, M252, M256, M257, M259, M278, M279: Herr et al. 1989; M25, M26, M88, M113: IBL 2007a; SH3 – SH7: Jödicke & Stühr 2006; HH5: Stiller 2008

**Tabelle 20: Referenz-/Beispielaufnahmen Subtyp 3: schmale bis mittelbreite Marschgewässer ohne Geesteinfluss, ggf. schwach tidebeeinflusst**

Nr.	M82	M217	M9	M76	M3	M215	M11	M157	M216	M81	SH15	SH12	SH8	SH9	SH10	SH27	SH26	SH28	SH11	SH14	SH13	SH16	HH6
<b>Bundesland</b>	NI	SH																					
Ökologische Qualitäts-Kennzahl	9	7	5	5	5	4	4	3	2	1	14	13	10	10	8	6	5	4	4	4	0	0	14
<b>Ökologisches Potenzial</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>1</b>
Jahr	2005	1988	2005	2005	2005	1988	2005	2005	1988	2005	2004	2004	2006	2006	2004	1993	1993	1993	2004	2004	2004	2004	2008
ELF [µS]		2700	1800	2600	3400	3000	760	4000	2000	740	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
mittlere Breite [m]	7	4		4	7	2,5	10	1,5	3	4	-	-	-	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Entfernung Geest Luftlinie (km)	6,6	18	6,2	10	18,8	22,3	5,7	6,8	15,2	7,5	-	-	7,8	5,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Entfernung Geest in Fließrichtung (km)	8,6				19,4		7			3,2													
Entfernung zur Küste (km)	10	6,4	5,7	2,6	3,8	4,1	11,3	2,1	3,7	9,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Arten (Gewässer)</b>																							
Deckung Hydrophyten (%)	49,4	54,3	184	39,2	50,1	2,5	1,2	6,2	131	92,8	60	60	90	70	30	30	20	30	20	60	100	30	25
Artenzahl Hydrophyten	6	6	5	4	2	5	6	4	4	6	8	11	6	12	9	8	6	5	6	7	3	2	13
Nuphar lutea											2		1										2
Nymphaea alba												1											+
Potamogeton natans	0,2										0,1					0,2	+	+					
Hydrocharis morsus-ranae											0,01	0,4	0,01	0,1		0,4							+
Persicaria amphibia										+		0,01		0,01			0,2	0,2					
Luronium natans																							
Potamogeton polygonifolius																							
Sparganium emersum	+																						
Alisma plantago-aquatica																	0,01	0,4					
Butomus umbellatus																							
Sagittaria sagittifolia																							+
Potamogeton lucens											0,01		6										
Potamogeton trichoides	4											0,1		0,2	0,1	0,4							0,1
Potamogeton bertholdii								+							0,1								
Potamogeton pectinatus					r	0,1	+	0,1		9				1	0,1		0,4	1	0,1	0,2	0,2	0,2	
Potamogeton obtusifolius																							0,1
Potamogeton crispus		3										0,4			0,4				0,1	0,2	1		
Potamogeton compressus																							
Potamogeton pusillus	0,4			2						0,2	2	0,4		0,1	0,1				0,2				
Potamogeton acutifolius											2	0,4											
Ranunculus aquatilis agg.																0,2	0,2	1					
Ranunculus peltatus						+																	
Myriophyllum spicatum			6		5						0,01			0,2					1				
Myriophyllum alterniflorum						r																	
Callitriche platycarpa	+	+		0,7						+													
Zannichellia palustris															0,4						0,1		
Ceratophyllum demersum		1	3	+		+	+	0,4	2					3	0,1				0,1	3			0,1
Ceratophyllum submersum																							
Lemna minor		0,4	1,2			0,1	+		10			0,4	0,01	1	0,1	2			0,01	0,2	9	0,1	+
Spirodela polyrhiza			1,2				+			+		0,4		0,1		0,4					0,2		+
Lemna gibba		1	7	1,2										0,1		0,4							
Lemna trisulca									0,1		0,01	0,01		0,1	0,1	2	0,4						+
Elodea canadensis	0,3	r						0,1	1			0,1	0,1	1						0,2			
Elodea nuttallii																							0,2
Utricularia vulgaris							+			+													

**Erläuterungen:**

Ökologisches Potenzial: 1 = höchstes; 2 = gutes; 3 = mäßiges; 4 = unbefriedigendes; 5 = schlechtes ökologisches Potenzial.

Hinweis: Deckungsschätzung nach Londo. Quellen: M215 - M217: IBL 1988, SH26-SH28: Stuhr 1993, M3, M9, M11, M76, M81, M82, M157: IBL 2007a, SH10-SH16: Bruens et al. 2005 (Aufnahmen von K. Heinzel), SH8, SH9: Jödicke & Stuhr 2006; HH6: Stiller 2008

**Tabelle 21: Referenz-/Beispielaufnahmen Subtyp 4: breite Marschgewässer ohne Geesteinfluss ggf. schwach tidebeeinflusst**

Nr.	M80	M129	M275	M130	M274	M12	M19	M70	M6	M45	SH18	SH21	SH17	SH19	SH20	HH7
<b>Bundesland</b>	NI	SH	SH	SH	SH	SH	HH									
Ökologische Qualitäts-Kennzahl	17	10	9	7	7	4	3	3	0	0	5	1	1	1	0	6
<b>Ökologisches Potenzial</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>3</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>3</b>
Jahr	2005	2005	1979	2005	1978	2005	2005	2005	2005	2005	2006	2004	2006	2004	2004	2008
ELF [µS]	360	1100		1600		700	620	700	1750		-	-	-	-	-	-
mittlere Breite [m]	12	12	12	30	12	15		12	15	20	30	-	11	-	-	-
Entfernung Geest Luftlinie (km)	8,8	4,9	7,6	5,5	9	7,7	7	7,6	14,6	6,1	4,3	-	4	-	-	-
Entfernung Geest in Fließrichtung (km)	11,4	10	8,2	7,8		11,6	8,4	8,2		7,5	-	-	-	-	-	-
Entfernung zur Küste (km)	9,4	2,3	8,5	5	17	7,6	9,2	8,5	2,1	5,3	-	-	-	-	-	-
<b>Arten (Gewässer)</b>																
Deckung Hydrophyten (%)	76	32,6	24	81,6	38	2,8	6,6	7,2	0,1	0	15	5	5	5	40	40
Artenzahl Hydrophyten	11	7	9	8	5	6	6	5	1	0	4	4	1	3	2	10
Nuphar lutea								0,1			1		0,4			4
Potamogeton natans																
Hydrocharis morsus-ranae	0,4	+	0,1													+
Persicaria amphibia	+						+									
Sparganium emersum			0,1		0,2											
Sagittaria sagittifolia			0,4								0,2					
Potamogeton alpinus		0,1														
Potamogeton perfoliatus											0,1					
Potamogeton trichoides	4															
Potamogeton berchtoldii	2				3											
Potamogeton pectinatus		2		4							0,4	0,1			0,01	
Potamogeton obtusifolius																
Potamogeton crispus				0,1												
Potamogeton pusillus												0,2		0,01		
Potamogeton acutifolius	+															
Myriophyllum spicatum		0,1		2												
Callitriche platycarpa		1		1												
Callitriche hamulata	+															
Callitriche obtusangula						+	+									
Stratiotes aloides			0,1													
Ceratophyllum demersum	0,2	+	0,4		0,2	0,1	0,4	0,4								
Lemna minor	+		0,4	+	0,2	+	0,1	0,1	r		0,2	0,01		0,01	0,1	+
Spirodela polyrhiza			0,1		0,2	+	+	+				0,01				+
Lemna gibba			0,4													
Lemna minuta						+										
Azolla filiculoides																+
Lemna trisulca	0,7			+												
Riccia fluitans				+												
Elodea canadensis	+	+	0,4													
Utricularia vulgaris	0,2			1		0,1	0,1	0,1								

**Erläuterungen:**

Ökologisches Potenzial: 1 = höchstes; 2 = gutes; 3 = mäßiges, 4 = unbefriedigendes; 5 = schlechtes ökologisches Potenzial.

Hinweis: Deckungsschätzung nach Londo.

Quellen: M274, M275: Herr et al. 1989; M6, M12, M19, M45, M70, M80, M129, M130: IBL 2007a; SH19-SH21: Bruens et al. 2005 (Aufnahmen von K. Heinzel); SH17, SH18: Jödicke & Stuhr 2006; HH7: Stiller 2008

Tabelle 22: Referenz-/Beispielaufnahmen Subtyp 5: Marschgewässer der Köge und Polder

Nr.	M80 *	M96	M98	M99	M97	M83	M84	M85	M86	M87	SH33	SH37	SH29	SH34	SH35	SH30	SH31	SH32	SH36
Bundesland	NI	SH																	
Ökologische Qualitäts-Kennzahl	17	9	7	6	5	1	1	1	1	1	8	6	4	4	4	2	2	2	2
<b>Ökologisches Potenzial</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>4</b>						
Jahr	2005	2005	2005	2005	2005	2005	2005	2005	2005	2005	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2003
ELF [µS]	360	1600	1400	1400	1300	2200	2100	1200	1400	1800	-	-	-	-	-	-	-	-	-
mittlere Breite [m]	12	4	8	10	8	4	4	5	5	10									
Entfernung Geest Luftlinie (km)	8,8	10	14	14	14	10	10	10	10	10									
Entfernung Geest in Fließrichtung (km)	11,4					9,8													
Entfernung zur Küste (km)	9,4	6,7	5,2	4	5,3	4,3	4	3,2	3,1	3	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
<b>Arten (Gewässer)</b>																			
Deckung Hydrophyten (%)	76	130,3	90,4	0,8	86,2	10	0,2	0	0	0,2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Artenzahl Hydrophyten	11	5	5	5	4	1	1	0	0	1	5	3	2	3	2	1	1	1	1
Hydrocharis morsus-ranae	0,4										+			+					
Persicaria amphibia	+		+																
Potamogeton lucens																			+
Potamogeton trichoides	4											+							
Potamogeton berchtoldii	2						+												
Potamogeton pectinatus		6	6	+	8	1						+			+				
Potamogeton crispus			+												+				
Potamogeton compressus														+					
Potamogeton acutifolius	+																		
Zannichellia palustris												+	+			+	0,1	+	
Myriophyllum spicatum											+								
Callitriche platycarpa		5	1	+	0,2														
Callitriche spec.											+			+					
Callitriche hamulata	+																		
Ceratophyllum demersum	0,2	r			+						+		+						
Lemna minor	+	2	2	+	0,4					+	+								
Lemna gibba		+		+															
Lemna trisulca	0,7																		
Elodea canadensis	+																		
Nitella flexilis	0,2																		
Chara fragilis	0,2																		

**Erläuterungen:**

Ökologisches Potenzial: 1 = höchstes; 2 = gutes; 3 = mäßiges; 4 = unbefriedigendes; 5 = schlechtes ökologisches Potenzial.

Hinweis: Deckungsschätzung nach Londo.

Quellen: M80, M83 – M87, M96 – M99: IBL 2007a, SH29 – SH37: Hagge et al. 2003 (Aufnahmen von G. Stiller)

Hinweis: \* Als Referenz für das höchste ökol. Potenzial wird die dem Subtyp 4 (breite nicht geestbeeinflusste Marschgewässer) zugeordnete Messstelle M80 herangezogen.

**Tabelle 23: Referenz-/Beispielaufnahmen Subtyp 6: Marschgewässer mit erhöhter Salinität**

Nr.	M333	M332	M219	M167	M203	M77	M183	M212	M158
<b>Bundesland</b>	<b>NI</b>								
Ökologische Qualitäts-Kennzahl	20	6	3	1	1	0	0	0	-3
<b>Ökologisches Potenzial</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>5</b>
Jahr	2009	1996	1988	2005	1988	2005	2005	1988	2005
ELF [ $\mu$ S]	5500		9600	5500	5800	5800	6000	6600	5500
mittlere Breite [m]	12		1,0	8	12,0	4		10,0	4
Entfernung Geest Luftlinie (km)			26,7	12,0	20,5	10,0	12,5	18,7	7,4
Entfernung Geest in Fließrichtung (km)							19,1		
Entfernung zur Küste (km)			0,4	2,1	9,4	2,5	0,4	2,0	1,1
<b>Arten (Gewässer)</b>									
Deckung Hydrophyten (%)	76,0	20	0,6	0	2	0	0	0	0
Artenzahl Hydrophyten	9	4	3	0	1	0	0	0	0
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	0,1								
<i>Potamogeton pusillus</i>	2,0								
<i>Potamogeton acutifolius</i>									
<i>Zannichellia palustris</i>	0,4	2,0							
<i>Ranunculus peltatus</i>	0,02								
<i>Myriophyllum spicatum</i>	2,0								
<i>Callitriche platycarpa</i>	0,2								
<i>Stratiotes aloides</i>									
<i>Ceratophyllum demersum</i>	3,0								
<i>Lemna minor</i>	+	+	+		0,2				
<i>Spirodela polyrhiza</i>									
<i>Lemna gibba</i>		1,0	+						
<i>Lemna trisulca</i>	0,4	0,2	+						

**Erläuterungen:**

Ökologisches Potenzial: 1 = höchstes; 2 = gutes; 3 = mäßiges, 4 = unbefriedigendes; 5 = schlechtes ökologisches Potenzial.

Hinweis: Deckungsschätzung nach Londo.

Quellen: M332: BRUX 2008, M333: BRUX 2009, sonstige: IBL 2007a