

**Bewertungssystem nach WRRL für Makroalgen und Seegräser
der Küsten- und Übergangsgewässer der FGE Weser
und Küstengewässer der FGE Elbe**

Bearbeitung:

Dipl. Biologin
Akad. Geoinformatikerin

Kerstin Kolbe

Schulstr. 35
26506 Norden



Auftraggeber:

NLWKN
Betriebsstelle Brake / Oldenburg

Flussgebietsmanagement
Übergangs-Küstengewässer

Ratsherr-Schultze-Str. 10
26122 Oldenburg

„Die Natur wehrt sich einmal gegen die Systeme
und es kann keiner, ohne den Verdacht der Anmassung
oder Bornirtheit auf sich zu laden, von dem seinigen
behaupten, dass es keiner Verbesserung fähig sei.“

KÜTZING 1845 Phycologia germanica S. 34



Dipl. Biologin
Akad. Geoinformatikerin

Kerstin Kolbe
Schulstr. 35
26506 Norden
kerstin.kolbe@bio-buero.de

Norden, den 20.9.2006

Inhalt

| | | |
|----------|---|-----------|
| 1 | Veranlassung | 3 |
| 2 | Vorgaben der WRRL | 3 |
| 2.1 | Beschreibung der Qualitätsbewertung | 3 |
| 2.2 | Ermittlung der Referenzbedingungen | 5 |
| 3 | Datensammlung | 6 |
| 3.1 | Untersuchungsgebiet | 6 |
| 3.2 | Datenquellen | 6 |
| 4 | Makrophyten im Untersuchungsgebiet | 6 |
| 4.1 | Angiospermen | 6 |
| | Arteninventar | 7 |
| | Lebensweise | 7 |
| | Sensitivität | 8 |
| 4.2 | Makroalgen | 8 |
| | Arteninventar | 9 |
| | Sensitivität | 11 |
| 5 | Biotoptypen und ihre Makrophytengemeinschaften | 17 |
| 5.1 | Supralitoral | 17 |
| 5.1.1 | Salzmarschen und Röhrichte..... | 17 |
| 5.1.2 | Pioniervegetation der Verlandungszone..... | 18 |
| 5.2 | Eulitoral | 18 |
| 5.2.1 | Grünalgenzone | 19 |
| | <i>Rhizoclonium-Enteromorpha</i> -Assoziation..... | 19 |
| | <i>Enteromorpha (Ulva)</i> -Assoziation | 20 |
| 5.2.2 | Zwergseegraswiese des Eulitorals - <i>Zosteretum noltii</i> | 21 |
| 5.2.3 | Seegraswiese des Eulitorals - <i>Zosteretum marinae stenophyllae</i> | 24 |
| 5.2.4 | Algen auf eulitoralischen Muschelbänken..... | 27 |
| 5.3 | Sublitoral | 27 |
| 5.3.1 | Seegraswiese des Sublitorals - <i>Zosteretum marinae</i> | 27 |
| 5.3.2 | Rot- und Braunalgen-Assoziation auf biogenen sublitoralischen Hartsubstraten..... | 30 |
| 5.3.2 | Algen auf künstlichen Hartsubstraten im Küstenbereich..... | 31 |
| 6 | Bewertungssysteme für die Qualitätskomponenten Makroalgen und Angiospermen | 32 |
| 6.1 | Indexbasierte Methoden | 32 |
| 6.1.1 | Der Standorttypindex STI..... | 34 |
| 6.1.2 | Der „ecological evaluation index“ EEI..... | 35 |
| 6.2 | Kombinierte Methoden | 36 |
| 6.2.1 | Qualitätsparameter für Angiospermen..... | 36 |
| 6.2.1.1 | Artenspektrum von Angiospermen | 37 |
| 6.2.1.2 | Abundanz mariner Angiospermen | 39 |
| | Ausdehnung der Seegrasbestände | 39 |
| | Dichte/Bedeckungsgrad innerhalb der Seegrasbestände | 41 |
| 6.2.1.3 | Biomasse mariner Angiospermen | 43 |
| 6.2.1.4 | Vitalität mariner Angiospermen | 43 |
| 6.2.1.5 | Besiedlungsgrenzen mariner Angiospermen | 44 |
| 6.2.2 | Qualitätsparameter für Makroalgen | 44 |
| 6.2.2.1 | Artenspektrum mariner Makroalgen | 45 |
| 6.2.2.2 | Abundanz mariner Makroalgen | 48 |

| | |
|---|-----------|
| Ausdehnung von Grünalgenbeständen | 48 |
| Ausdehnung von <i>Fucus</i> -Beständen | 54 |
| Ausdehnung von <i>Vaucheria</i> -Beständen | 54 |
| 6.2.2.3 Biomasse opportunistischer Grünalgen | 55 |
| 6.2.2.4 Besiedlungsgrenzen mariner Makroalgen | 56 |
| Tiefenverbreitung von Rot- und Braunalgen in Küstengewässern | 56 |
| Salinitätsgrenze von <i>Fucus</i> sp. in Übergangsgewässern | 57 |
| 7 Entwicklung von Referenzwerten und Klassengrenzen | 59 |
| 7.1 Angiospermen | 60 |
| 7.1.1 Artenspektrum mariner Angiospermen | 60 |
| 7.1.2 Ausdehnung eulitoral Seegrasbestände | 60 |
| 7.1.3 Dichte der Seegrasbestände | 67 |
| 7.2 Makroalgen | 71 |
| 7.2.1 Artenspektrum mariner Makroalgen | 71 |
| 7.2.2 Ausdehnung von Grünalgenbeständen | 74 |
| 8 Anwendung der vorgeschlagenen Bewertungsmatrices | 81 |
| 8.1 Angiospermen - Seegras | 81 |
| 8.2 Makroalgen | 81 |
| 9 Anforderungen an das zukünftige Monitoring | 87 |
| 9.1 Monitoring Angiospermen | 87 |
| 9.2 Monitoring Makroalgen | 87 |
| 10 Zusammenfassung | 88 |
| 11 Literatur | 90 |
| Abbildungsverzeichnis | 98 |
| Tabellenverzeichnis | 98 |

1 Veranlassung

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU 2000; WRRL) gibt in Anhang V eine allgemein formulierte Begriffsbestimmung für den „sehr guten“, „guten“ und „mäßigen“ Zustand der verschiedenen Oberflächengewässer in Bezug auf die einzelnen Qualitätskomponenten. Aufgabe der Mitgliedstaaten ist es, diese Vorgabe in konkrete Definitionen umzuwandeln, die schließlich eine nachvollziehbare Bewertung der einzelnen Wasserkörper ermöglichen. Zu diesem Zweck schlägt die vorliegende Arbeit ein Bewertungssystem für die Qualitätskomponenten „Großalgen“ und „Angiospermen“ in Küsten- und Übergangsgewässern vor. Ausgearbeitet wurde dieses Bewertungssystem insbesondere für die Flusseinzugsgebiete (FEG) Weser und Elbe. Die Arbeit berücksichtigt jedoch auch die Verhältnisse an vergleichbaren Küstenabschnitten anderer FEG, sowohl national (Ems, Eider) als auch international.

2 Vorgaben der WRRL

2.1 Beschreibung der Qualitätsbewertung

Die in der WRRL im Anhang V formulierten Vorgaben für die Bestimmungen des ökologischen Zustandes von Küsten- und Übergangsgewässern sind in Tabellen 1 - 3 wiedergegeben. Eine Vorgabe für den „unbefriedigenden“ und „schlechten“ Zustand gibt die WRRL nicht.

Tab. 1: Begriffsbestimmungen für den sehr guten Zustand von Küsten- und Übergangsgewässern – Qualitätskomponenten Großalgen und Angiospermen (EU 2000, Anhang V 1.2.3 u. 1.2.4).

| Gewässer kategorie | Qualitäts Komponente | Merkmal | sehr guter Zustand |
|------------------------|-------------------------------|-------------------------|--|
| Küsten- gewässer | Großalgen und Angiospermen | Arten | Alle störungsempfindlichen Großalgen- und Angiospermentaxa, die bei Abwesenheit störender Einflüsse vorzufinden sind, sind vorhanden. |
| | | Abundanz Mächtigkeit | Die Werte für die Großalgenmächtigkeit und für die Abundanz der Angiospermen entsprechen den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse |
| Übergangs- gewässer | Großalgen | Arten | Die Zusammensetzung der Großalgentaxa entspricht den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse |
| | | Abundanz Mächtigkeit | Keine erkennbaren Änderungen der Mächtigkeit der Großalgen aufgrund menschlicher Tätigkeiten |
| | Angiospermen | Arten | Die taxonomische Zusammensetzung entspricht vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse |
| | | Abundanz Mächtigkeit | Keine erkennbaren Änderungen der Abundanz der Angiospermen aufgrund menschlicher Tätigkeiten |

Tab. 2 Begriffsbestimmungen für den guten Zustand von Küsten- und Übergangsgewässern – Qualitätskomponenten Großalgen und Angiospermen (EU 2000, Anhang V 1.2.3 u. 1.2.4).

| Gewässer kategorie | Qualitäts Komponente | Merkmal | guter Zustand |
|------------------------|-------------------------------|-------------------------|---|
| Küsten- gewässer | Großalgen und Angiospermen | Arten | Die meisten störungsempfindlichen Großalgen- und Angiospermentaxa, die bei Abwesenheit störender Einflüsse vorzufinden sind, sind vorhanden. |
| | | Abundanz Mächtigkeit | Die Werte für die Großalgenmächtigkeit und für die Abundanz der Angiospermen zeigen Störungsanzeichen. |
| Übergangs- gewässer | Großalgen | Arten | Die Großalgen weichen in ihrer Zusammensetzung und Abundanz geringfügig von den typspezifischen Gemeinschaften ab. Diese Abweichungen deuten nicht auf ein beschleunigtes Wachstum von Phytobenthos oder höheren Pflanzen hin, das das Gleichgewicht der in dem Gewässer vorhandenen Organismen oder die physikalisch-chemische Qualität des Wassers in unerwünschter Weise stören würde. |
| | | Abundanz Mächtigkeit | |
| | Angiospermen | Arten | Die Angiospermen weichen in ihrer Zusammensetzung geringfügig von den typspezifischen Gemeinschaften ab. |
| | | Abundanz Mächtigkeit | Die Abundanz der Angiospermen zeigt geringfügige Anzeichen von Störungen. |

Tab. 3: Begriffsbestimmungen für den mäßigen Zustand von Küsten- und Übergangsgewässern – Qualitätskomponenten Großalgen und Angiospermen (EU 2000, Anhang V 1.2.3 u. 1.2.4).

| Gewässer kategorie | Qualitäts Komponente | Merkmal | mäßiger Zustand |
|------------------------|-------------------------------|-------------------------|--|
| Küsten- gewässer | Großalgen und Angiospermen | Arten | Es fehlt eine mäßige Zahl störungsempfindlichen Großalgen- und Angiospermentaxa, die bei Abwesenheit störender Einflüsse vorzufinden sind. |
| | | Abundanz Mächtigkeit | Die Mächtigkeit der Großalgen und die Abundanz der Angiospermen sind mäßig gestört, was dazu führen kann, dass das Gleichgewicht der in dem Gewässer vorhandenen Organismen in unerwünschter Weise gestört wird. |
| Übergangs- gewässer | Großalgen | Arten | Die Zusammensetzung der Großalgentaxa weicht mäßig von den typspezifischen Bedingungen ab und ist in signifikanter Weise stärker gestört, als dies bei gutem Zustand der Fall ist. |
| | | Abundanz Mächtigkeit | Es sind mäßige Änderungen der durchschnittlichen Großalgenabundanz erkennbar, die dazu führen können, dass das Gleichgewicht der in dem Gewässer vorhandenen Organismen in unerwünschter Weise gestört wird. |
| | Angiospermen | Arten | Die Zusammensetzung der Angiospermentaxa weicht mäßig von der der typspezifischen Gemeinschaft ab und ist in signifikanter Weise stärker gestört, als dies bei gutem Zustand der Fall ist. |
| | | Abundanz Mächtigkeit | Bei der Abundanz der Angiospermen sind mäßige Störungen festzustellen. |

Zusammengefasst ist das Konzept so aufgebaut, dass für einen „sehr guten“ Zustand alle Arten in einem natürlich ausgewogenen Verhältnis zueinander (Gleichgewicht) vorkommen sollen. Dieser Referenz-Zustand, ist nur bei Abwesenheit störender Einflüsse zu erhalten. Solange nur einige wenige Arten fehlen, das Gleichgewicht aber noch ungestört erscheint, ist die Qualitätsstufe „gut“ zu vergeben. Wenn sich das Artenspektrum stärker verändert, und damit das natürliche Gleichgewicht der Arten gestört wird, liegt für die jeweilige Qualitätskomponente die Qualitätsstufe „mäßig“ oder schlechter vor.

2.2 Ermittlung der Referenzbedingungen

Als „sehr guter Zustand“ oder „Referenz“ wird derjenige Zustand einer Qualitätskomponente definiert, der bei Abwesenheit störender menschlicher Einflüsse in dem betrachteten Wasserkörper festzustellen ist bzw. wäre (vgl. Tab. 1). Grundsätzlich können drei verschiedene Methoden angewendet werden um die „typspezifischen Referenzbedingungen“ für einen Wasserkörper zu ermitteln (EU 2000, Anhang II 1.3):

A) „raumbezogen“: unbeeinträchtigte Wasserkörper gleichen Typs können als Referenz herangezogen werden.

B) „modellbasiert“: Durch Auswertung historischer Daten, durch Vorhersagemodelle oder Rückrechnungsverfahren werden die Verhältnisse rekonstruiert, die in einem zu bewertenden Wasserkörper vor Beginn störender menschlicher Einflüsse geherrscht haben.

C) „Sachverständigen Rat“: wenn A) und B) nicht angewendet werden *„...können die Mitgliedstaaten Sachverständige zu Rate ziehen um die Bedingungen festzulegen“*.

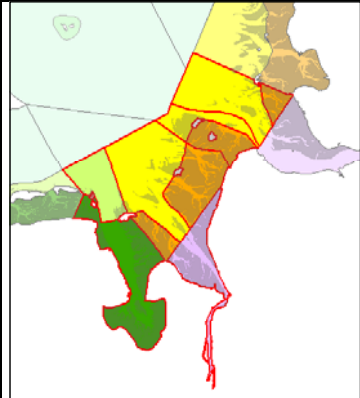
Auch kombinierte Ansätze dieser Methoden können verfolgt werden.

3 Datensammlung

3.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich über die Küstengewässer der FGE Weser und Elbe mit vier Gewässertypen NEA1, NEA2, NEA3, NEA4 sowie das Übergangsgewässer der Weser NEA11 (Tab. 4).

Tab. 4: Übersicht über das Bearbeitungsgebiet

| | Küstengewässer | | | | | | Über-gangs-gewässer |
|---|--|---|--|----------------------------------|------------------------|---------------------|-----------------------------|
| | NEA1 | NEA2 | NEA3 | | NEA4 | | NEA11 |
|  | Euhalines offenes Küstengewässer (Nordsee) | Euhalines Wattenmeer | Polyhalines offenes Küstengewässer (Nordsee) | | Polyhalines Wattenmeer | | Ästuar |
| Flussgebiet | Weser | Weser | Weser | Elbe | Weser | Elbe | Weser |
| Name des Wasserkörpers | Offenes küstenge-wässer vor Jadebusen | Wattenmeer Jadebusen und angrenzende Küstenabschnitte | Offenes küstenge-wässer der Weser | Offenes küstenge-wässer der Elbe | Wattenmeer der Weser | Wattenmeer der Elbe | Übergangsgewässer der Weser |

3.2 Datenquellen

Als Datenquellen standen zunächst die Ergebnisse der Monitoringuntersuchungen des NLWKN (früher NLÖ) zu Verfügung, in denen die Verbreitung von Seegras und Makroalgen im niedersächsischen Wattenmeer überwacht werden. Außerdem wurden verschiedene Watt-Kartierungen der Forschungsstelle Küste aus den Jahren 1950 – 2005 sowie Literaturdaten zum Thema ausgewertet.

4 Makrophyten im Untersuchungsgebiet

4.1 Angiospermen

Ausserhalb der Salzwiesen und Röhrichte in den Verlandungszonen, die in dem vorliegenden Bericht nicht berührt werden, ist das Untersuchungsgebiet arm an höheren Pflanzen. In den Küsten- und Übergangsgewässern kommen als einzige Vertreter der Angiospermen Seegräser der Gattung *Zostera* sowie die Salde *Ruppia maritima* vor.

Arteninventar

Zostera marina und *Zostera noltii* aus der Familie der *Potamogetonaceae* sind die beiden im Bearbeitungsgebiet vorkommenden Seegräser. In stark brackigen Bereichen tritt mit *Ruppia maritima* (*Ruppia*-aceae) eine weitere, den Seegräsern ähnliche, Blütenpflanze hinzu. Über die Verbreitung von *Ruppia* im Bearbeitungsgebiet gibt es allerdings so wenige Informationen, dass diese Art im vorliegenden Bericht nicht behandelt wird.

Da die beiden *Zostera*-Arten sehr stark variable Wuchsformen aufweisen, gibt es in der Literatur z.T. Unterschiede bei der taxonomischen Zuordnung. So wird z.B. die kleinwüchsige Standortform von *Z. marina* gelegentlich als eigene Art *Z. angustifolia* betrachtet. Des Weiteren tauchen in der Literatur u.a. die Artbezeichnungen *Z. nana* und *Z. stenophylla* auf. Aus Tabelle 5 wird die taxonomische Zuordnung ersichtlich, wie sie in der vorliegenden Arbeit, auf Grundlage von MICHAELIS et al. (1971), angewendet wird.

Tab. 5: Seegräser im niedersächsischen Wattenmeer – Zuordnung der Synonyme zu den Artnamen

| Art | Synonyme |
|---------------------------------|---|
| <i>Zostera marina</i> Linnaeus | <i>Zostera marina</i> <i>Zostera angustifolia</i> <i>Zostera stenophylla</i> <i>Zostera marina</i> f. <i>typica</i> <i>Zostera marina</i> f. <i>stenophylla</i> <i>Zostera marina</i> f. <i>latifolia</i> <i>Zostera marina</i> var. <i>angustifolia</i> <i>Zostera nana</i> var. <i>angustifolia</i> <i>Zostera marina</i> ssp. <i>hornemannia</i> |
| <i>Zostera noltii</i> Hornemann | <i>Zostera noltii</i> <i>Zostera nana</i> |

Lebensweise

Zostera-Arten sind einkeimblättrige, einhäusige Pflanzen. Im Prinzip sind sie zwei- oder mehrjährig, unter schlechten Lebensbedingungen können sie aber auch einjährig auftreten (PHILIPS & MENEZ 1988 zit. In www.marlin.ac.uk).

Das Vorkommen der Seegräser ist auf lagestabile Sedimente begrenzt (PHILIPPART et al. 1992), umgekehrt trägt der Bewuchs mit *Zostera* zur Stabilität der Sedimente bei (WOHLENBERG 1935, HARTOG & PHILLIPS 2001). Es werden sowohl schlickige als auch sandige Substrate bewachsen. Die vertikale Verbreitung von *Zostera* ist stark von der Wassertrübung abhängig und endet dort, wo weniger als 10 -15 % der mittleren Oberflächenstrahlung eindringt. Das ist im Wattenmeer ca. bei 4 m Wassertiefe der Fall (REISE et al. 1994). Die im Wattenmeer vorkommenden Arten *Z. marina* und *Z. noltii* haben unterschiedliche Standortansprüche. *Z. marina* kommt im Wattenmeer submers von ca. - 4 m bis zur Nipptide-Niedrigwasserlinie (nTNW) vor. Im Gezeitenbereich siedelt sie nur in flachen Vertiefungen, wo sie durch Restwasser während der Niedrigwasserperiode vor Austrocknung geschützt ist. *Z. noltii* beschränkt sich im Nordseewatt auf den Gezeitenbereich und ist dort zwischen MTNW und Nipptide-Hochwasserlinie (nTHW) zu finden. *Z. marina* kann erniedrigte Salzgehalte bis 6 ‰ ertragen für *Z. noltii* darf der Salzgehalt nicht unter 10 ‰ liegen. Bei erniedrigten Salzgehalten, z.B. in der Ostsee, zeigt *Z. noltii* eine Brackwasser-Submergenz, zieht sich also auf sublitorale Standorte zurück. Das Wachstum der Seegräser findet bei Temperaturen zwischen 10° und 20 °C statt (REISE et al. 1994).

Seegräser können in geeigneten Habitaten dichte Bestände ausbilden, die sich in den entsprechenden Höhenlagen gürtelförmig entlang der Küste erstrecken. Dabei verdichten sich die Bestände durch fortwährende Verzweigung im Rhizomsystem. Außer in Habitaten mit mobilen bzw. gestörten Sedimenten übertrifft die vegetative Vermehrung der Pflanzen (Rhizombildung) die geschlechtliche Fortpflanzung über Samen. Die Lebensdauer einer *Zostera*-Ansiedlung aus vegetativer Vermehrung kann 50 Jahre und mehr betragen (REUSCH et al. 1998, MARTA et al. 1996 zit. In www.marlin.ac.uk). Durch Verdriftung abgerissener Rhizome oder samentragender Sprosssteile sowie durch Verdriften der Samen selbst, kann eine Verbreitung der Seegräser in bislang unbesiedelte Bereiche mit passenden Lebensbedingungen erfolgen. Die Keimrate der Samen ist vom Salzgehalt abhängig: bei einer Salinität zwischen 1-10 PSU ist die Keimrate bei *Z. noltii* erhöht, bei Salinitäten > 20 PSU findet keine Keimung mehr statt. (HUGHES et al. 2000 zitiert in www.marlin.ac.uk). Die Sterblichkeit der Sämlinge durch Predation, Verdriftung etc. ist offenbar recht hoch, was z.T. die geringe Regenerationsfähigkeit vernichteter Bestände ausmacht.

Von den Küsten und Übergangsgewässern an der deutschen Nordseeküste sind drei Seegrasgesellschaften bekannt (HARMSSEN 1936): die beiden eulitoralischen Gesellschaften *Zosteretum noltii* und *Zosteretum marinae stenophyllae* sowie die sublitorale Gesellschaft *Zosteretum marinae* BORGESSEN ex VAN GOOR 1921. Eine Beschreibung dieser Assoziationen und ihrer Biotope erfolgt in Kapitel 5.

Sensitivität

Seegräser sind typische Beispiele für mehrjährige, stenöke Arten in Küsten- und Übergangsgewässern. In den meisten z. Zt. vorliegenden Ansätzen zur Bewertung der submersen Angiospermen werden sie als „störungssensitive Arten“ aufgeführt. In Tabelle 6 wird eine Übersicht über die Sensitivität von *Zostera* gegenüber verschiedenen Stör-Faktoren gegeben. *Zostera* spp. sind vor allem mechanischen Störungen gegenüber intolerant (verstärkte Erosion oder Sedimentation, Dredge-Fischerei). Die Eutrophierung der Gewässer kann direkt die Widerstandsfähigkeit der Pflanzen beeinträchtigen, führt aber auch mittelbar zum Ersticken der Pflanzen durch Epiphyten oder verdriftete Algenmatten. Einwirkungen, die mit einer Verschlechterung des Lichtklimas einhergehen (z.B. Erosion, Dredge-Fischerei, Planktonblüten evtl. infolge Eutrophierung, Epiphyten), haben Auswirkungen auf die Tiefenverbreitung von *Z. marina*. Als besonders problematisch gilt die Regeneration von vernichteten *Zostera*-Beständen.

4.2 Makroalgen

Makroalgen besiedeln die lichtdurchflutete (euphotische) Zone der Küsten- und Übergangsgewässer, wobei sie in der Regel Hartsubstrate zur Anheftung benötigen. Annähernd ideale Voraussetzungen für die Entwicklung von Makroalgen-Biotopen bietet an der deutschen Nordseeküste nur der Felssockel von Helgoland. Hier wurden seit Mitte des 19. Jahrhunderts 274 marine Makroalgenarten registriert (BARTSCH & KUHLENKAMP 2000; Artenliste siehe dort). Im Wattenmeer wachsen makroskopische, mehrzellige Algen vor allem an biogenen oder künstlichen Hartsubstraten (*Mytilus*-Bänke, *Sabellaria*-Riffe, *Lanice*-Siedlungen, Seegras, Schilf bzw. Hafentmolen, Steindämme, Pfähle, Wracks, Seetonnen etc.). Aber auch die Sedimente können von Makroalgen besiedelt werden. Hier wird statt der Schalen lebender Muscheln Schill als Substrat genutzt. Eine besondere Form der Verankerung von Makroalgen in sandigem Sediment stellt die passive Verankerung von Algenfäden durch die Fraßtätigkeit von *Arenicola marina* dar (SCHORIES & REISE 1993).

Tab. 6: Reaktionen von *Zostera spp.* Auf verschiedene Störungseinwirkungen (Quelle wenn nicht anders angegeben: TYLER-WALTERS 2004a, bzw. TYLER-WALTERS 2004b).

| Stör-Faktor | Effekt | |
|---|--|--|
| | <i>Z. marina</i> | <i>Z. noltii</i> |
| Substrat Verlust (z.B. Erosion, Dredge-Fischerei) | <i>Zostera spp.</i> wachsen in den oberen 20 cm des Substrates. Wenn diese Schicht entfernt wird, wird der Bewuchs dauerhaft vernichtet | |
| Überdeckung (z.B. Sediment Verklappung, Dredge-Fischerei) | <i>Zostera spp.</i> ersticken bereits unter einer Sedimentschicht von wenigen cm. Auch unter einem Übermaß an Epiphyten oder unter verdrifteten Algematten ersticken die Pflanzen leicht (s. Eutrophierung). | |
| Austrocknung | <i>Z. marina</i> ist intolerant gegen wiederholte Austrocknung | <i>Z. noltii</i> ist offenbar tolerant gegen wiederholte Austrocknung |
| Zunahme der Trübung (z.B. Erosion, Dredge-Fischerei, Planktonblüten) | Die Tiefenverbreitung von <i>Z. marina</i> ist lichtlimitiert. Eine dauerhafte Verschlechterung des Lichtklimas führt zur Abnahme oder Vernichtung der Population | Eulitorale Populationen von <i>Z. noltii</i> sind weniger abhängig vom submersen Lichtklima als <i>Z. marina</i> . Dennoch wird der Rückgang der Bestände auch mit zunehmender Trübung in Verbindung gebracht. |
| Zunahme von Seegang | Kann wegen verstärkter Erosion und/oder Trübung (s.o) zur Schädigung bzw. Auslöschung der Population führen | |
| Chemische Verschmutzung, Schwermetalle | Keine eindeutigen Auswirkungen bekannt, evtl. Schädigungen durch Pestizide | |
| Eutrophierung | Durch Eutrophierung entstandene verdriftete Algenmatten oder ein Übermaß an Epiphyten kann <i>Zostera</i> ersticken (s.o.). Planktonalgenblüten verschlechtern das Lichtklima (s.o.). Eutrophierung kann zu einer Verschlechterung der Kondition und Widerstandsfähigkeit von <i>Zostera</i> führen | |
| Mikrobielle Infektion/ Parasiten | Die Infektion mit <i>Labyrinthula macrocystis</i> wird häufig als Ursache für den Niedergang der submersen Bestände von <i>Z. marina</i> zu Beginn der 1930er Jahre angeführt. Diese Ansicht wird jedoch auch angezweifelt und stattdessen antropogene und/oder klimatische Ursachen angenommen (HARTOG & PHILLIPS 2001) | <i>Z. noltii</i> war von dem Seegras-Sterben der 1930er Jahre nicht so sehr betroffen. |
| Fischerei | Fischerei, insbesondere die Herzmuschelfischerei, schädigt die Seegrasbestände in großem Umfang (siehe Substrat-Verlust, Überdeckung, Trübung) | |

Arteninventar

Als Grundstock für eine Aufstellung aller im Gebiet heimischen bzw. heute vorkommenden Makroalgen-Arten (Tab. 7) wurde die Florenliste der marinen Makroalgen (SCHORIES et al. 1996) genutzt. Diese Liste umfasst die im Zeitraum 1870-1960 an den deutschen Küsten nachgewiesenen Arten. Hieraus wurden alle Spezies übernommen, die für die Gebiete „Wattenmeer Niedersachsen“ oder „Wattenmeer Schleswig-Holstein“ einen positiven Eintrag aufweisen. Ergänzende Informationen wurden verschiedenen, z.T. historischen, Quellen entnommen. Die taxonomische Einordnung der Arten wurde nach den Vorgaben der algaeBASE (GUIRY 2006) vorgenommen.

Die Florenliste der marinen Makroalgen (SCHORIES et al. 1996) umfasst für den deutschen Wattenmeer-Raum 85 Arten, davon sind 14 nur in Schleswig-Holstein nachgewiesen. Bei 23 Arten wird die Datenlage als „mangelhaft“ bezeichnet. Durch Auswertung weiterer Quellen konnten der Gesamt-Liste zunächst 68 weitere Spezies für das Gebiet hinzugefügt werden, einige sind in der Florenliste bislang als „im Gebiet fehlend“ bezeichnet. Zehn der „neuen“ Arten wurden erst in jüngerer Zeit (nach 1960) im Gebiet nachgewiesen. Bei 30 Arten (Quelle: JÜRGENS 1835) ist unklar, ob es sich um Funde im Strandanwurf oder aber um echte Nachweise handelt. Arten, die ausdrücklich nur im Spülsaum gefunden wurden (Quellen: JÜRGENS 1835 und EIBEN 1871), wurden nicht in die Liste aufgenommen. Die

Rotalge *Gracilaria vermiculophylla* wurde in jüngster Zeit ins Nordseegebiet eingeschleppt (RUENESS 2005 siehe auch SCHORIES & SELIG 2006).

Von den insgesamt 152 in Tabelle 7 gelisteten Arten gehören 61 zu den Grünalgen, 35 zu den Braunalgen und 56 zu den Rotalgen. Dieses Zahlenverhältnis spiegelt aber nicht die tatsächlich im Gelände vorzufindende Situation wider, da es sich um eine kumulative Aufstellung aller bekannten Nachweise handelt, die zudem einige unsichere Einträge enthält (s.o.). Keine der ausgewerteten Untersuchungen liefert streng quantitative Daten. Zum Teil war es das Ziel der Bearbeiter, eine möglichst vollständige Inventur der Algenflora in ihrem Untersuchungsgebiet zu erstellen. In einigen Arbeiten wurden aber die Algen nur als eine „Epibiose“ der Wattfauna aufgenommen und kaum detailliert betrachtet. Dabei wurden jeweils verschiedene Substrate und Orte untersucht und die Untersuchungszeiträume erstreckten sich jeweils über einzelne Tage, Monate oder gar Jahre. Eine Vergleichbarkeit der Informationen ist also nicht gegeben! Dennoch kann aus dem Überblick ein Licht auf die Situation der Makroalgen im niedersächsischen Wattenmeer geworfen werden:

Nur 15 Arten wurden von jeweils mindestens 5 der 22 ausgewerteten Quellen genannt und machen offenbar den Hauptanteil der im Gebiet vorkommenden Makroalgen aus. Es sind die Grünalgen *Ulva lactuca*, *U. linza*, *U. compressa*, *U. clathrata*, *U. intestinalis*, *U. prolifera*, *U. flexuosa*, *Urospora penicilliformis*, *Chaetomorpha linum* und *Rhizoclonium riparium*; die Braunalgen *Fucus vesiculosus* und *F. v. mytili*, sowie *Pylaiella littoralis* und die Rotalgen *Porphyra umbilicalis* und *P. purpurea*. Noch mindestens 3 verschiedene Nachweise gibt es für die Grünalgen *Ulva torta*, *U. curvata*, *Percursaria percursa*, *Blidingia minima* und *Cladophora sericea*; die Braunalgen *Ascophyllum nodosum* und *Ectocarpus siliculosus* sowie die Rotalgen *Ceramium virgatum* und *Gracilaria gracilis*. Von diesen also offenbar etwas häufigeren Algen handelt es sich außer bei *Fucus* und *Ascophyllum* um einjährige z.T. sogenannte ephemere (kurzlebige) oder opportunistische Arten.

Da die meisten der ausgewerteten Quellen aus dem Zeitraum nach 1950 stammen, ist dieses Bild natürlich bereits durch die anthropogenen Veränderungen im Wattenmeer geprägt. Aber auch frühere Beschreibungen der Algenflora des Wattenmeeres gleichen dieser Darstellung. So schreibt SCHERZ 1882 über die Algenflora von Norderney: „Von diesen verschiedenen Algen verdienen eigentlich nur die grünen Algen in die Pflanzenwelt der Insel eingereicht zu werden. Während die grünen Algen zum größten Teil am Strande lebend und wachsend angetroffen werden können, finden sich die braunen Algen meist nur von ihren Standorten losgerissen am Strande vor. ... Leider gehören die schönsten aller Algen, die roten, zu den Seltenheiten des Nordseestrandes.“ Dass dennoch in der ältesten bekannten Arbeit über die Makroalgen der niedersächsischen Küste, der Exsikkaten-Sammlung „Algae aquaticae“ (JÜRGENS 1818-1824, JÜRGENS 1835) allein für Norderney und Wangerooge 28 Grünalgen, 26 Braunalgen und 46 Rotalgen (darunter insgesamt 16 mehrjährige Arten) verzeichnet sind, liegt daran, dass der Autor auch den Strandanwurf in die Flora aufgenommen hat. EIBEN (1871) fand knapp 50 Jahre später als heimische Arten auf Hartsubstraten und Sedimenten im Eu- und Sublitoral der ostfriesischen Küste 14 Grünalgen und je 6 Braun- bzw. Rotalgen (mehrjährige Arten: *Fucus vesiculosus* und *Ascophyllum nodosum*). Keine der bekannten weiteren Untersuchungen im Gebiet konnte eine ähnliche Artenvielfalt aufzeigen. Wegen der schwerwiegenden methodischen Unterschiede der ausgewerteten Untersuchungen kann diese Feststellung allerdings nur als schwaches Indiz für eine generelle Verarmung der Algenflora im Gebiet gelten. Hier fehlt eine aktuelle Bestandsaufnahme, um den Befund abzusichern.

Etwas besser als für das niedersächsische Wattenmeer ist die Datenlage für das nordfriesische Watt. Die historische Entwicklung der Algenflora wurde dort bereits 1997 von SCHORIES et al. (1997) untersucht. Hier standen 17 Quellen zur Verfügung, von denen die meisten sich schwerpunktmäßig mit den

Makroalgen befassen, also nicht von eher allgemeiner Natur sind wie in Niedersachsen. SCHORIES et al. (1997) stellten zwischen 1950 und 1997 einen deutlichen Rückgang der Artenzahl bei Rot- und Braunalgen fest, während die Artenzahl bei Grünalgen zunahm.

Sensitivität

Makroalgen reagieren sensibel auf Austrocknung, Substratverlust und Einschränkungen der Belichtung. Dies ist der Grund für die vergleichsweise geringe Artenvielfalt im Wattenmeer. Natürliche Hartsubstrate liegen fast nur als biogene Strukturen vor und sind daher fast ebenso wie die Sedimente starken Wandlungen unterworfen. Lediglich künstliche Hartböden bieten ausreichende Möglichkeiten für die Ansiedlung einer stabilen, perennierenden Algengesellschaft. Wegen der hohen Wassertrübung ist die Tiefenverbreitung der Algen im Sublitoral des Wattenmeeres auf die obersten Meter begrenzt. An besonderen Standorten, z.B. in Häfen, können Algen aber auch bis zu ca. 8 m Tiefe vorkommen (GOOR 1923, SCHORIES et al. 1997). Der Bereich des Eulitorals kann nur von Arten besiedelt werden, die eine hohe Resistenz gegen Austrocknung besitzen. Auch starke kurzfristige Schwankungen von Temperatur und Salinität wirken sich nachteilig auf die Ausbildung einer artenreichen Algenvegetation aus.

Von den Faktoren, die die Verbreitung von Makroalgen begrenzen sind vor Allem die Substratbeschaffenheit und das Ausmaß der Wassertrübung von menschlichen Eingriffen abhängig. Biogene Hartsubstrate (Muschelbänke, Sabellarienriffe, Seegrasfelder) werden durch die Dredgefischerei erheblich gestört. Wie bei *Zostera* (s.o.) haben Einwirkungen, die mit einer Verschlechterung des Lichtklimas einhergehen (z.B. Erosion, Dredge-Fischerei, Planktonblüten evtl. infolge Eutrophierung), Auswirkungen auf die Tiefenverbreitung von Makroalgen. Nach Messungen von SCHORIES et al. (1997) hat sich z.B. im Lister Hafen die Tiefenverbreitung von Makroalgen von ca. 8 m (1941) auf ca. 3 m (1997) unter MTHW verringert. Diese Beeinträchtigungen wirken sich vor allem negativ auf die Vielfalt von prinzipiell submersen Algenarten (hauptsächlich Rot- und Braunalgen) aus.

Von einem hohen Nährstoffangebot infolge der Überdüngung der Gewässer profitieren in erster Linie schnellwachsende Arten, die auch eine geraume Zeit ohne Wasserbedeckung aushalten. Vor allem Vertreter der Gattungen *Ulva* (bzw. *Enteromorpha*) und *Chaetomorpha* sowie *Porphyra*. Seit Ende der 1980er Jahre bilden sie immer wieder ausgedehnte sommerliche Bestände im Wattenmeer aus, die teilweise sogar zum Absterben von Bodenfauna und/oder Seegrasbeständen geführt haben (REISE et al. 1994).

Tab. 7: Potentielles Arteninventar der niedersächsischen Wattenmeerküste: Florenliste nach SCHORIES et al. 1996 mit Ergänzungen aus lokalen Nachweisen.

Ökologische Gruppe: 1 = mehrjährig oder krustenförmig; 2 = einjährig

RL (Rote Liste Status nach SCHORIES et al. 1996):

0 = ausgestorben oder verschollen
 1 = vom Aussterben bedroht
 2 = stark gefährdet
 3 = gefährdet

G = Gefährdung anzunehmen
 R = extrem selten
 D = Datenlage mangelhaft
 X = derzeit nicht als gefährdet angesehen
 F = fehlt im Gebiet

Nachweise:

U = unsicher evtl. Drift; D = Drift; 1 = sicherer Nachweis

| Grünalgen | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--|---|--------------------|--------------------|-------------------|--------------|------------|------------|---------------|--------------|---------------|-------------|-------------|-------------|------------|--------------------|----------------|-----------------------|----------------|-------------------------|--------------|----------------|------------------------|--------------------|-------------------|--------------|------------------------|------------------------------|
| Art | Beschreiber | Ökologische Gruppe | RL Nds. Wattenmeer | RL S-H Wattenmeer | JÜRGENS 1835 | EIBEN 1871 | LINKE 1939 | DIRCKSEN 1951 | SCHÜTTE 1951 | SCHUSTER 1951 | HARTOG 1959 | MÜLLER 1960 | PRIGGE 1960 | BEHRE 1961 | MÜLLER et al. 1965 | MICHAELIS 1969 | FARKE & HAUSMANN 1971 | MICHAELIS 1973 | HAUSER & MICHAELIS 1975 | KOEEMAN 1975 | MICHAELIS 1976 | MEYER & MICHAELIS 1980 | KOEEMAN & VAN 1995 | KOLBE et al. 1995 | NIEHOFF 1995 | PETERSEN unveröffentl. | |
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | <i>Acrochaete wittrockii</i> |
| <i>Acrosiphonia arcta</i> | (Dillwyn) Gain 1912 | 2 | D | D | U | D | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Acrosiphonia sonderi</i> | (Kützing) Kornmann 1962 | 2 | D | D | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Acrosiphonia spinescens</i> | (Kützing) Kjellmann 1883 | 2 | D | D | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Blidingia marginata</i> | (J. Agardh) P.J.L. Dangeard ex Bliding 1963 | 2 | X | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | |
| <i>Blidingia minima</i> | (Nägeli ex Kützing) Kylin 1947 | 2 | X | X | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | 1 | |
| <i>Blidingia subsalsa</i> | (Kjellman) Kornmann & Sahling ex Scagel et al. 1989 | 2 | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Bryopsis hypnoides</i> | J.V. Lamouroux 1809 | 2 | X | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | |
| <i>Chaetomorpha aerea</i> | (Dillwyn) Kützing 1849 | 2 | X | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 |
| <i>Chaetomorpha linum</i> | (O.F. Müller in Flor. dan.) Kütz. | 2 | X | X | 1 | 1 | 1 | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | 1 | | | 1 |
| <i>Chaetomorpha</i> spp. | Kützing 1845 | 2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | |
| <i>Cladophora albida</i> | (Nees) Kützing 1843 | 2 | X | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Cladophora cristata</i> | Kützing 1843 | 2 | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Cladophora dalmatica</i> | Kützing 1843 | 2 | D | D | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Cladophora fracta</i> | (O.F. Müller ex Vahl) Kützing | 2 | | | 1 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Cladophora fracta</i> var. <i>intricata</i> | (Lyngbye) C. Hoek 1963 | 2 | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Cladophora glomerata</i> | (Linnaeus) Kützing 1843 | 2 | | | U | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Cladophora laetevirens</i> | (Dillwyn) Kützing 1843 | 2 | D | D | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Cladophora lehmanniana</i> | (Lindenberg) Kützing 1843 | 2 | D | D | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Cladophora ruchingeri</i> | (C. Agardh) Kützing 1845 | 2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 |
| <i>Cladophora rupestris</i> | (Linnaeus) Kützing 1843 | 2 | D | D | U | D | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Cladophora sericea</i> | (Hudson) Kütz. 1843 | 2 | X | X | 1 | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | 1 | | |
| <i>Cladophora vagabunda</i> | (Linnaeus) Hoek 1963 | 2 | D | D | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | |
| <i>Enteromorpha flexuosa</i> subsp. <i>linziformis</i> | (Bliding) Bliding 1963 | 2 | F | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | 1 | |

| Art | Beschreiber | Ökologische Gruppe | RL Nds. | Wattenmeer | RL S-H | Wattenmeer | JÜRGENS 1835 | EIBEN 1871 | LINKE 1939 | DIRCKSEN 1951 | SCHÜTTE 1951 | SCHUSTER 1951 | HARTOG 1959 | MÜLLER 1960 | PRIGGE 1960 | BEHRE 1961 | MÜLLER et al. 1965 | MICHAELIS 1969 | FARKE & HAUSMANN 1971 | MICHAELIS 1973 | HAUSER & MICHAELIS 1975 | KOEMAN 1975 | MICHAELIS 1976 | MEYER & MICHAELIS 1980 | KOEMAN & VAN 1995 | KOLBE et al. 1995 | NIEHOFF 1995 | PETERSEN unveröffentl. |
|---|--|--------------------|---------|------------|--------|------------|--------------|------------|------------|---------------|--------------|---------------|-------------|-------------|-------------|------------|--------------------|----------------|-----------------------|----------------|-------------------------|-------------|----------------|------------------------|-------------------|-------------------|--------------|------------------------|
| | | | X | X | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Enteromorpha intestinalis</i> var. <i>crispa</i> | (Roth) Greville 1830 | 2 | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Gomontia polyrhiza</i> | (Lagerheim) Bornet & Flahault 1888 | 2 | X | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Klebsormidium rivulare</i> | (Kützing) O. Morison & Sheath 1985 | 2 | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | |
| <i>Monostroma grevillei</i> | (Thuret) Wittrock 1866 | 2 | X | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Percursaria percursa</i> | (C. Agardh) Rosenvinge 1893 | 2 | X | X | | | 1 | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | 1 | 1 | | |
| <i>Phycoseris lanceolata</i> var. <i>angusta</i> | Kützing; uncertain | 2 | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Prasiola stipitata</i> | Suhr ex Jessen 1848 | 2 | X | X | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Rhizoclonium hieroglyphicum</i> | (C. Agardh) Kützing 1843 | 2 | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | |
| <i>Rhizoclonium riparium</i> | (Roth) Harvey 1849 | 2 | X | X | | 1 | | | | | | | | | | | | 1 | | | | 1 | | | 1 | 1 | | |
| <i>Rhizoclonium tortuosum</i> | (Dillwyn) Kützing 1845 | 2 | F | F | | D | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | |
| <i>Rosenvingiella polyrhiza</i> | (Rosenvinge) P.C. Silva 1957 | 2 | F | F | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Spongomorpha aeruginosa</i> | (Linnaeus) Hoek 1963 | 2 | F | F | | D | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | |
| <i>Stigeoclonium tenue</i> | (C. Agardh) Kützing 1843 | 2 | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | |
| <i>Ulothrix flacca</i> | (Dillwyn) Thuret in Le Jolis 1863 | 2 | X | X | | 1 | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | |
| <i>Ulothrix implexa</i> | (Kützing) Kützing 1849 | 2 | X | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Ulothrix</i> sp. | Kützing 1833 | 2 | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Ulothrix subflaccida</i> | Wille 1901 | 2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | |
| <i>Ulothrix zonata</i> | (Weber & Mohr) Kützing 1843 | 2 | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | |
| <i>Ulva</i> spp. (<i>Enteromorpha</i> spp.) | Linnaeus | 2 | | | | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | 1 | | 1 | | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Ulva clathrata</i> | (Roth) C. Agardh 1811 | 2 | X | X | | 1 | 1 | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | 1 | 1 | | |
| <i>Ulva compressa</i> | Linnaeus 1753 | 2 | X | X | | U | 1 | 1 | | 1 | | | 1 | 1 | 1 | 1 | | 1 | | | | | | | 1 | 1 | | |
| <i>Ulva curvata</i> | (Kützing) De Toni 1889 | 2 | F | X | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | 1 | 1 | | |
| <i>Ulva flexuosa</i> | Wulfen 1803 | 2 | X | X | | 1 | | | | | | 1 | | | | | | | | | 1 | | | | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Ulva intestinalis</i> | Linnaeus 1753 | 2 | X | X | | 1 | 1 | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | 1 | 1 | | |
| <i>Ulva kyllinii</i> | (Bliding) Hayden, Blomster, Maggs, P.C. Silva, M.J. Stanhope & J.R. Waaland 2003 | 2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | |
| <i>Ulva lactuca</i> | Linnaeus 1753 | 2 | X | X | | 1 | 1 | 1 | | 1 | 1 | | 1 | 1 | | | | 1 | | | | | | | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Ulva linza</i> | Linnaeus 1753 | 2 | X | X | | 1 | D | 1 | | 1 | | | 1 | 1 | | | | 1 | | | | 1 | | | 1 | 1 | 1 | |
| <i>Ulva percursa</i> | (C. Agardh) C. Agardh | 2 | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Ulva procera</i> | (K. Ahlner) Hayden, Blomster, Maggs, P.C. Silva, M.J. Stanhope & J.R. Waaland | 2 | F | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Ulva prolifera</i> | O.F. Müller in Oeder 1778 | 2 | X | X | | 1 | | | | | | 1 | | | | 1 | 1 | | | | | | | | 1 | 1 | | |
| <i>Ulva radiata</i> | (J. Agardh) Hayden, Blomster, Maggs, P.C. Silva, M.J. Stanhope & J.R. Waaland 2003 | 2 | X | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | 1 | | |
| <i>Ulva ralfsii</i> | (Harvey) Le Jolis 1863 | 2 | F | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | 1 | | |
| <i>Ulva ramulosa</i> | (Roth) C. Agardh 1811 | 2 | D | D | | U | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Ulva rigida</i> | C. Agardh 1823 | 2 | F | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | 1 | | |
| <i>Ulva scandinavica</i> | Bliding 1968 | 2 | F | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | |

| Art | Beschreiber | Ökologische Gruppe | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|--------------------|-------------------|--------------|------------|------------|---------------|--------------|---------------|-------------|-------------|-------------|------------|--------------------|----------------|-----------------------|----------------|-------------------------|-------------|----------------|------------------------|-------------------|-------------------|--------------|------------------------|--|--|
| | | RL Nds. Wattenmeer | RL S-H Wattenmeer | JÜRGENS 1835 | EIBEN 1871 | LINKE 1939 | DIRCKSEN 1951 | SCHÜTTE 1951 | SCHUSTER 1951 | HARTOG 1959 | MÜLLER 1960 | PRIGGE 1960 | BEHRE 1961 | MÜLLER et al. 1965 | MICHAELIS 1969 | FARKE & HAUSMANN 1971 | MICHAELIS 1973 | HAUSER & MICHAELIS 1975 | KOEMAN 1975 | MICHAELIS 1976 | MEYER & MICHAELIS 1980 | KOEMAN & VAN 1995 | KOLBE et al. 1995 | NIEHOFF 1995 | PETERSEN unveröffentl. | | |
| <i>Ulva simplex</i> | (K.L. Vinogradova) Hayden, Blomster, Maggs, P.C. Silva, M.J. Stanhope & J.R. Waaland 2003 | 2 | F | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Ulva torta</i> | (Mertens) Trevisan 1841 | 2 | X | X | 1 | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | 1 | 1 | | | | |
| <i>Urospora penicilliformis</i> | (Roth) Areschoug 1866 | 2 | X | X | 1 | 1 | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | |
| unsichere Nachweise / Drift / Strandanwurf | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Bryopsis plumosa</i> | (Hudson) C. Agardh 1823 | 2 | F | F | U | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Prasiola crispa</i> | (Lightfoot) Kützing 1843 | 2 | | | U | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Urospora wormskioldii</i> | (Mertens ex Hornemann) Rosenvinge 1893 | 2 | F | F | U | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

| Braunalgen | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|------------------------------------|---|--------------------|-------------------|--------------|------------|------------|--------------|---------------|-------------|-------------|------------|----------------|-----------------------|----------------|-------------------------|-------------|----------------|------------------------|-------------------|-------------------|--------------|---------------|---|---|--|---|---|
| Art | Beschreiber | Ökologische Gruppe | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | RL Nds. Wattenmeer | RL S-H Wattenmeer | JÜRGENS 1835 | EIBEN 1871 | HAUCK 1885 | SCHÜTTE 1951 | SCHUSTER 1951 | MÜLLER 1960 | PRIGGE 1960 | BEHRE 1961 | MICHAELIS 1969 | FARKE & HAUSMANN 1971 | MICHAELIS 1973 | HAUSER & MICHAELIS 1975 | KOEMAN 1975 | MICHAELIS 1976 | MEYER & MICHAELIS 1980 | KOEMAN & VAN 1995 | KOLBE et al. 1995 | NIEHOFF 1995 | PETERSEN 2005 | | | | | |
| <i>Acinetospora crinita</i> | (Carm. Ex Harvey) Kornm. 1953(Carmichael) Kornmann 1953 | 2 | X | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Ascophyllum nodosum</i> | (Linnaeus) Le Jolis 1863 | 1 | F | F | U | 1 | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 |
| <i>Chorda filum</i> | (Linnaeus) Stackhouse 1797 | 2 | R | R | U | 1 | | | 1 | D | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Chordaria flagelliformis</i> | (O.F. Müller) C. Agardh 1817 | 2 | D | D | D | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Cystoseira baccata</i> | (S.G. Gmelin) P.C. Silva 1952 | 1 | | | D | D | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Desmarestia ligulata</i> | (Lightfoot) J.V. Lamouroux 1813 | 1 | | | U | D | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Ectocarpus gracillimus</i> | Kützing | 2 | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Ectocarpus patens</i> | Kützing | 2 | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Ectocarpus siliculosus</i> | (Dillwyn) Lyngbye 1819 | 2 | X | X | 1 | D | | | | | 1 | | | | | | 1 | | | | | | | | | | |
| <i>Ectocarpus tomentosus</i> | (Hudson) Lyngbye 1819 | 2 | | | 1 | D | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Elachista fucicola</i> | (Vellay) Areschoug 1842 | 2 | X | X | 1 | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | |
| <i>Fucus serratus</i> | Linnaeus 1753 | 1 | F | F | D | D | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Fucus spiralis</i> | Linnaeus 1753 | 1 | D | D | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | |
| <i>Fucus vesiculosus</i> | Linnaeus 1753 | 1 | X | X | 1 | 1 | | 1 | 1 | 1 | 1 | | 1 | | 1 | 1 | 1 | | | 1 | | 1 | 1 | 1 | | 1 | 1 |
| <i>Fucus vesiculosus f. mytili</i> | (Nienburg) Nienhuis | 1 | X | X | | | | | | | | | 1 | | 1 | 1 | 1 | 1 | | | | | | | | | |
| <i>Giffordia granulosa</i> | (J.E. Smith) G. Hamel 1939 | 2 | D | D | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Haldrys siliquosa</i> | (Linnaeus) Lyngbye 1819 | 1 | F | F | D | D | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Mikrosyphar polysiphoniae</i> | Kuckuck 1897 | 2 | F | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Myrionema strangulans</i> | Greville 1827 | 1 | F | D | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Petalonia fascia</i> | (O.F. Müller) Kuntze 1898 | 2 | X | X | | | | | | | | | | | | 1 | 1 | | | | | | | | | | |
| <i>Pylaiella littoralis</i> | (Linnaeus) Kjellman 1978 | 2 | X | X | 1 | 1 | | | 1 | | 1 | | 1 | | | | 1 | | 1 | | | | | | | | |
| <i>Ralfsia verrucosa</i> | (Areschoug) Areschoug in Fries 1845 | 1 | X | X | | | | | | | 1 | | | | | | 1 | | | | | | | | | | |

| Art | Beschreiber | Ökologische Gruppe | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|------------------------------|--------------------|--------------------|-------------------|--------------|------------|------------|--------------|---------------|-------------|-------------|------------|----------------|-----------------------|----------------|-------------------------|-------------|----------------|------------------------|-------------------|-------------------|--------------|---------------|--|
| | | | RL Nds. Wattenmeer | RL S-H Wattenmeer | JÜRGENS 1835 | EIBEN 1871 | HAUCK 1885 | SCHÜTTE 1951 | SCHUSTER 1951 | MÜLLER 1960 | PRIGGE 1960 | BEHRE 1961 | MICHAELIS 1969 | FARKE & HAUSMANN 1971 | MICHAELIS 1973 | HAUSER & MICHAELIS 1975 | KOEMAN 1975 | MICHAELIS 1976 | MEYER & MICHAELIS 1980 | KOEMAN & VAN 1995 | KOLBE et al. 1995 | NIEHOFF 1995 | PETERSEN 2005 | |
| <i>Sargassum muticum</i> | (Yendo) Fensholt 1955 | 1 | F | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Scytosiphon lomentaria</i> | (Lyngbye) Link 1833 | 2 | X | X | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | |
| <i>Sphaerotrichia divaricata</i> | (C. Agardh) Kylin 1940 | 2 | D | D | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Ulonema rhizophorum</i> | Foslie 1894 | | F | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| unsichere Nachweise / Drift / Strandanwurf | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Alaria esculenta</i> | (Linnaeus) Greville 1830 | 1 | | | U | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Asperococcus fistulosus</i> | (Hudson) W.J. Hooker 1833 | 2 | F | F | U | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Cladostephus spongiosus</i> | (Hudson) C. Agardh 1817 | 2 | | | U | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Dictyosiphon foeniculaceus</i> | Grev. 1830 | 2 | F | F | U | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Laminaria digitata</i> | (Hudson) J.V. Lamouroux 1813 | 1 | F | F | U | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Leathesia difformis</i> | (Linnaeus) Areschoug 1847 | 2 | F | F | U | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Palmaria palmata</i> | (Linnaeus) Kuntze 1891 | 1 | | | U | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Punctaria plantaginea</i> | (Roth) Greville 1830 | 2 | F | F | U | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Sphacelaria plumosa</i> | Lyngbye 1819 | 2 | F | F | U | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

| Rotalgen | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|-----------------------------------|--|--------------------|--------------------|-------------------|--------------|------------|------------|-------------|------------|-------------------------|-------------|------------------------|-------------------|-------------------|--------------|---------------|--|--|--|---|---|--|---|--|
| Art | Beschreiber | Ökologische Gruppe | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | | RL Nds. Wattenmeer | RL S-H Wattenmeer | JÜRGENS 1835 | EIBEN 1871 | HAUCK 1885 | PRIGGE 1960 | BEHRE 1961 | HAUSER & MICHAELIS 1975 | KOEMAN 1975 | MEYER & MICHAELIS 1980 | KOEMAN & VAN 1995 | KOLBE et al. 1995 | NIEHOFF 1995 | PETERSEN 2005 | | | | | | | | |
| <i>Acrochaetium secundatum</i> | (Lyngbye) Nägeli in Nägeli & Cramer 1862 | 2 | X | X | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Acrochaetium virgatum</i> | (Harvey) Batters 1902 | 2 | X | X | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Aglaothamnion roseum</i> | (Roth) Maggs & L'Hardy-Halos 1993 | 2 | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Ahnfeltia plicata</i> | (Hudson) Fries 1836 | 1 | D | D | U | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Bangia atropurpurea</i> | (Roth) C. Agardh 1824 | 2 | F | F | U | | | | 1 | 1 | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Callithamnion corymbosum</i> | (J.E. Smith) Lyngbye 1819 | 2 | 3 | 3 | D | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Callithamnion tetragonum</i> | (Withering) S.F. Gray | 2 | | | U | D | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Callithamnion tetricum</i> | (Dillw.) Ag. | 2 | | | U | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Ceramium diaphanum</i> | (Lightfoot) Roth 1806 | 2 | | | U | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Ceramium virgatum</i> | Roth 1797 | 2 | X | X | 1 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | |
| <i>Chondrus crispus</i> | Stackhouse 1797 | 1 | X | X | D | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Colaconema daviesii</i> | (Dillwyn) Stegenga 1985 | 2 | D | D | U | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Cystoclonium purpureum</i> | (Hudson) Batters 1902 | 2 | D | D | U | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Dumontia contorta</i> | (S.G. Gmelin) Ruprecht 1850 | 2 | X | X | U | D | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Erythrocladia reflexa</i> | | 2 | F | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Erythrocladia elegans</i> | | 2 | F | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Erythrotrichia reflexa</i> | (P.L. Crouan & H.M. Crouan) Thuret ex De Toni 1897 | 2 | F | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Erythrotrichia carnea</i> | (Dillwyn) J. Agardh 1883 | 2 | X | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Gracilaria gracilis</i> | (Stackhouse) M. Steentoft, L.M. Irvine & W.F. Farnham 1995 | 2 | 2 | 2 | 1 | 1 | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | |
| <i>Gracilaria vermiculophylla</i> | (Ohmi) Papenfuss 1967 | 2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | |
| <i>Halurus flosculosus</i> | (J. Ellis) Maggs & Hommersand 1993 | 1 | | | U | D | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Hildenbrandia rubra</i> | (Sommerfelt) Meneghini 1841 | 1 | D | D | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Lithothamnion sonderi</i> | Hauck 1883 | 1 | D | D | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

| Art | Beschreiber | Ökologische Gruppe | | | | | | | | | | | | | | |
|---|--|--------------------|------------|-------------------|--------------|------------|------------|-------------|------------|-------------------------|-------------|------------------------|-------------------|-------------------|--------------|---------------|
| | | RL Nds. | Wattenmeer | RL S-H Wattenmeer | JÜRGENS 1835 | EIBEN 1871 | HAUCK 1885 | PRIGGE 1960 | BEHRE 1961 | HAUSER & MICHAELIS 1975 | KOEMAN 1975 | MEYER & MICHAELIS 1980 | KOEMAN & VAN 1995 | KOLBE et al. 1995 | NIEHOFF 1995 | PETERSEN 2005 |
| <i>Melobesia membranacea</i> | (Esper) J.V. Lamouroux 1812 | 1 | D | D | | | | | | | | | | | | |
| <i>Plocamium cartilagineum</i> | (Linnaeus) P.S. Dixon 1967 | 2 | F | F | 1 | 1 | | | | | | | | | | |
| <i>Pneophyllum fragile</i> | Kützing 1843 | 1 | D | D | | | | | | | | | | | | |
| <i>Polysiphonia allochroa</i> | (Roth) Fries 1845 | 2 | | | 1 | | | | | | | | | | | |
| <i>Polysiphonia elongata</i> | (Hudson) Sprengel 1827 | 2 | X | X | 1 | | | | | | | | | | | |
| <i>Polysiphonia fibrillosa</i> | (Dillwyn) Sprengel 1827 | 2 | F | F | 1 | D | | | | | | | | | | |
| <i>Polysiphonia fucooides</i> | (Hudson) Greville 1824 | 2 | X | X | 1 | 1 | | | | | | | | | | |
| <i>Polysiphonia nigescens</i> | (Hudson) Greville ex Harvey in W.J. Hooker 1833 | 2 | x | x | | | 1 | | | | | | | | | |
| <i>Polysiphonia nigra</i> | (Hudson) Batters 1902 | 2 | R | R | U | D | | | | | | | | | | |
| <i>Porphyra purpurea</i> | (Roth) C. Agardh 1824 | 2 | X | X | U | 1 | | | 1 | 1 | 1 | | 1 | | | |
| <i>Porphyra umbilicalis</i> | (Linnaeus) Kützing 1843 | 2 | X | X | | | 1 | | | 1 | | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Porphyra sp.</i> | C. Agardh 1824 | 2 | | | | | | | 1 | | 1 | | | | | |
| <i>Rhodochorton purpureum</i> | (Lightfoot) Rosenvinge 1900 | 2 | F | F | 1 | | | | | | | | | | | |
| <i>Stylonema alsidii</i> | (Zanardini) K.M. Drew 1956 | 2 | X | X | | | | | | | | | | | | |
| <i>Titanoderma pustulatum</i> | (J.V. Lamouroux) Nägeli in Nägeli & C.E. Cramer 1858 | 1 | D | D | | | | | | | | | | | | |
| unsichere Nachweise / Drift / Strandanwurf | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Antithamnionella floccosa</i> | (O.F. Müller) Whittick 1980 | 2 | F | F | U | | | | | | | | | | | |
| <i>Brongniartella byssoides</i> | (Goodenough & Woodward) F. Schmitz 1893 | 2 | F | F | U | | | | | | | | | | | |
| <i>Callithamnion repens</i> | (Dillwyn) Lyngbye 1819 | 2 | | | U | | | | | | | | | | | |
| <i>Coccolytus truncatus</i> | (Pallas) M.J. Wynne & J.N. Heine 1992 | 2 | | | U | | | | | | | | | | | |
| <i>Compsothamnion thuyoides</i> | (J.E. Smith) Nägeli 1862 | 2 | | | U | | | | | | | | | | | |
| <i>Cryptopleura ramosa</i> | (Hudson) L. Newton 1931 | 2 | | | U | | | | | | | | | | | |
| <i>Halarachnion ligulatum</i> | (Woodward) Kützing 1843 | 2 | F | F | U | | | | | | | | | | | |
| <i>Hypoglossum hypoglossoides</i> | (Stackhouse) F.S. Collins & Hervey 1917 | 2 | | | U | | | | | | | | | | | |
| <i>Lomentaria articulata</i> | (Hudson) Lyngbye 1819 | 2 | | | U | D | | | | | | | | | | |
| <i>Lomentaria clavellosa</i> | (Turner) Gaillon 1828 | 2 | F | F | U | | | | | | | | | | | |
| <i>Nemalion helminthoides</i> | Batters 1902 | 2 | F | F | U | | | | | | | | | | | |
| <i>Phycodrys rubens</i> | (Linnaeus) Batters 1902 | 1 | F | F | U | | | | | | | | | | | |
| <i>Phyllophora pseudoceranoioides</i> | (S.G. Gmelin) Newroth & A.R.A. Taylor 1971 | 1 | F | F | U | | | | | | | | | | | |
| <i>Pleonosporium borneri</i> | (J.E. Smith) Nägeli 1862 | 2 | | | U | | | | | | | | | | | |
| <i>Polysiphonia lanosa</i> | (Linnaeus) Tandy 1931 | 2 | | | U | D | | | | | | | | | | |
| <i>Polysiphonia stricta</i> | (Dillwyn) Greville 1824 | 2 | F | F | U | D | | | | | | | | | | |
| <i>Ptilota gunneri</i> | P.C. Silva, Maggs & L.M. Irvine 1993 | 1 | | | U | | | | | | | | | | | |
| <i>Rhodomela confervoides</i> | (Hudson) P.C. Silva 1952 | 1 | D | D | U | D | | | | | | | | | | |
| <i>Spermothamnion repens</i> | (Dillwyn) Rosenvinge 1924 | 2 | F | F | U | | | | | | | | | | | |

5 Biootypen und ihre Makrophytengemeinschaften

Abhängig von der Substratbeschaffenheit, der Einwirkung hydrodynamischer Kräfte und weiteren biotischen und abiotischen Randbedingungen bilden sich im Wattenmeer unterschiedliche Biotope aus, die von verschiedenen Makrophytengemeinschaften besiedelt werden. Die klassische Anordnung dieser Biootypen ist zunächst die Zonierung entlang des Vertikalprofils auf den Watten und im Sublitoral. Das Modell der Vertikalzonierung beruht in erster Linie auf den entsprechend ausgerichteten Gradienten von Überflutungsdauer, Salinität, Belichtung, Strömung und Sedimentation. Im Gelände sind nicht immer alle Zonen ausgebildet und auch ihre Abfolge kann aufgrund der tatsächlichen Verhältnisse vor Ort variieren. Generelle Unterschiede gibt es zwischen der marinen Vegetation entlang der Wattküste der Küstengewässer (Gewässertyp „Wattenmeer“ NEA2 und NEA4), der Vegetation an den exponierten Stränden der Inseln (Gewässertyp „Offenes Küstengewässer“ NEA1 und NEA3) und der Brackwasser-Vegetation an den Ufern der Übergangsgewässer (NEA11). Dennoch soll die Vertikalzonierung als übergeordnetes „Gerüst“ für die Gliederung der folgenden Beschreibungen dienen. Soweit möglich werden bereits bestehende Biotopklassifizierungen für die Einteilung genutzt (EUNIS, BioMar, Biootypen Niedersachsens u.a.). Die Beschreibungen umfassen sowohl die Referenzsituation der Biotope, wie sie aus historischen Quellen (vor 1930) rekonstruiert werden konnte, als auch die allgemeine Entwicklung bis heute. Die spezifischen Entwicklungen in den einzelnen Wasserkörpern des Untersuchungsgebietes werden in Kapitel 7 behandelt.

5.1 Supralitoral

Die Zone oberhalb der Hochwasserlinie gehört nicht zum eigentlichen Untersuchungsgebiet der vorliegenden Arbeit und soll daher nur sehr kurz gestreift werden. Die Angiospermen dieses Bereiches sind an den mehr oder weniger starken Einfluss von Überflutung mit Salzwasser angepasst. Dennoch zählen sie sämtlich zur terrestrischen Flora und werden an anderer Stelle ausführlicher behandelt.

5.1.1 Salzmarschen und Röhrichte

Biootypen Niedersachsens (DRACHENFELS 2005)

Salzwiese (3.8 KH)

Röhricht der Brackmarsch (3.9 KR)

EUNIS Habitat Classification (EEA 2005)

Coastal saltmarshes and saline reedbeds (A2.6)

Angiosperm communities in reduced salinity (A5.54)

MNCR BioMar 97.06 (Britain & Ireland) (CONNOR & NORTEN 1997)

Saltmarsh (LMU.Sm)

Marine Habitat Classification Britain/Ireland 0405 (CONNOR et al. 2004)

Saltmarsh (LS.LMp.Sm)

Angiosperm communities in reduced salinity (SS.SMp.Ang)

FFH - Natura 2000 (EU 1992)

Atlantische Salzwiesen (*Glauco-Puccinellietalia maritimae*) (1330)

Im Bereich des Supralitorals bilden sich entlang der Wattenküste die Salzmarschen aus, die wiederum entlang des Vertikalprofils (Salzgradient) in mehrere Sukzessionszonen bzw. Biootypen unterteilt werden können (DÖRJES 1982, DRACHENFELS 2005). In den Übergangsgewässern gehen die Salzmar-

schen flussaufwärts zurück und werden, sofern die Ufer nicht bereits in Höhe der Hochwasserlinie durch Bauwerke abgeschlossen sind, von Röhrichten und Hochstaudenfluren abgelöst. An den Strandküsten ist das Supralitoral häufig frei von Vegetation. Erst die höhergelegenen Spülsäume werden hier von Pflanzengemeinschaften besiedelt (GERLACH 1999).

5.1.2 Pioniervegetation der Verlandungszone

Biotoptypen Niedersachsens (DRACHENFELS 2005)

Queller-Watt (3.3.2 KWQ)

Schlickgras-Watt (3.3.3 KWG)

Röhricht des Brackwasserwatts (3.4.2 KBR)

Brackwasserwatt mit Pioniervegetation (3.4.4 KBS)

EUNIS Habitat Classification (EEA 2005)

[*Salicornia*] spp. pioneer saltmarshes (A2.5513)

[*Spartina anglica*] pioneer saltmarshes (A2.5541)

MNCR BioMar 97.06 (Britain & Ireland) (CONNOR & NORTEN 1997)

pioneer saltmarsh (LMU.Sm.NVC.SM8)

pioneer saltmarsh (LMU.Sm.NVC.SM6)

FFH - Natura 2000 (EU 1992)

Schlickgrasbestände (*Spartinion maritimae*) (1320)

In der marinen Verlandungszone im obersten Bereich des Eulitorals sind die Pionierpflanzen Queller (*Salicornia* sp.) und Schlickgras (*Spartina anglica*) kennzeichnend. Als Biotoptypen mit Vegetation lassen sich nach DRACHENFELS (2005) entsprechend das Quellerwatt (3.3.2 KWQ) und das Schlickgras-Watt (3.3.3 KWG) unterscheiden. Im Brackwasserwatt kommen als Pionierpflanzen *Bolboschoenus maritimus*, *Schoenoplectus tabernaemontani*, *Schoenoplectus triqueter* neben lückigen Beständen von *Salicornia* oder *Spartina* kleinwüchsige Halophyten (z.B. *Spergularia*) und Arten der Flutrasen (z.B. *Cotula*) vor (3.4.4 KBS; DRACHENFELS 2005).

Die Algenassoziationen dieser Zone werden unter marinen Verhältnissen in erster Linie aus *Microcoleus*-, *Oscillatoria*- (Cyanophyceae) und *Rhizoclonium*-Arten gebildet, in einigen Wattbereichen und vorwiegend in der Brackwasserzone der Ästuar tritt eine *Vaucheria*-Assoziation an ihre Stelle (NIENBURG 1930, NIENBURG & KOLUMBE 1931, LINKE 1939, KÖTTER 1952, POLDERMANN 1979). Diese Cyanophyteen-Grünalgen-Assoziation geht am Rand zum Eulitoral in die *Rhizoclonium-Enteromorpha* Assoziation (s.u.) über.

5.2 Eulitoral

Auf den periodisch trockenfallenden Wattflächen können sich auf geeigneten Substraten Pflanzen etablieren, die eine vorübergehende Austrocknung und einen steten Wechsel der Lebensbedingungen (z.B. Temperatur, Salinität) ertragen. Der Faktor Licht spielt hier zumindest auf den höher gelegenen Flächen kaum eine begrenzende Rolle.

5.2.1 Grünalgenzone

Auf lagestabilen, hochgelegenen ruhigen Watten findet sich im Bereich des Eulitorals eine Abfolge von verschiedenen Grünalgengemeinschaften. Diese Assoziationen zeichnen sich durch eine Dominanz von Arten der Gattung *Enteromorpha* (bzw. *Ulva*¹) aus, zu denen sich dann je nach Umweltbedingungen (Licht, Substrat, Wasserbedeckung) weitere Arten gesellen. Solche Grünalgenassoziationen werden von verschiedenen Autoren beschrieben und eine Abgrenzung bzw. Zuordnung verschiedener Beschreibungen ist nicht immer leicht. Anhand ihrer vertikalen Zonierung lassen sich auf den Sedimentflächen grob zwei Formen der Grünalgengemeinschaft unterscheiden, die im Folgenden charakterisiert werden sollen. Im Kartierschlüssel für Biotoptypen Niedersachsens (DRACHENFELS 2005) sind diese Biotope, deren Vegetation auf Algen beschränkt ist, als „Küstenwatt ohne Vegetation höherer Pflanzen“ (3.3.1 KWO) bzw. „Brackwasserwatt ohne Vegetation höherer Pflanzen“ (3.4.1 KBO) klassifiziert^{2,3}.

***Rhizoclonium-Enteromorpha*-Assoziation**

Enteromorpha-Zone NIENBURG 1927

General Chlorophyceae community NIENHUIS 1970

Enteromorpha prolifera – *E. linza* Sociation (oberes Eulitoral) NIENHUIS 1970

Upper eulittoral *Enteromorpha* community on sheltered sandflats HOEK et al. 1979

Die *Rhizoclonium-Enteromorpha*-Assoziation wurde 1927 von NIENBURG (1927) für das Königshafen Watt bei List auf Sylt beschrieben: „*Sie setzt sich hauptsächlich zusammen aus Enteromorpha clathrata* (Roth) S. Ag., *E. crinita* (Roth) Hauck, *E. ramulosa* (Eng. Bot) Hook und *Rhizoclonium riparium* (Roth) Harv.“. Diese „*Enteromorpha*-Zone“ sei gürtelförmig am Rand der Verlandungszone in einer Breite von 20-30 cm ausgebildet und ihre Hauptvegetationszeit liege im Frühjahr. Es ist diese Assoziation, die das vielzitierte „Wattblühen“ im Frühjahr verursacht (vgl. auch GESSNER 1957).

NIENHUIS (1970) beschreibt eine ähnliche Assoziation aus *Enteromorpha* spp., *Rhizoclonium* spp. und *Vaucheria* spp. im Bereich der Salzmarschen und Pioniervegetation (*Salicornietum*) der Grevelingen-Bucht (NL), die er „General Chlorophyceae community“ nennt.

Bei HOEK et al. (1979) wird die Assoziation als „*Upper eulittoral Enteromorpha community on sheltered sandflats*“ bezeichnet. Sie zeichnet sich durch ihr Vorkommen im oberen Eulitoral und das Fehlen von Hartsubstrat aus. Diese Algen-Assoziation sei an der gesamten Wattenküste verbreitet und bedeckte 1976 in den niederländischen Watten mehrere hundert Hektar. Die Entwicklung der einjährigen Pflanzen beginnt im April-Mai und erreicht seinen Höhepunkt im Juni/Juli. Ab August/September sterben die Algen ab, sie lösen sich vom Untergrund und werden von der Wasserströmung als Algen-Pakete an der Küste angespült. Dieser Assoziation wird auch ein Teil der *Enteromorpha prolifera* – *E. linza* Sociation NIENHUIS (1970) zugeordnet: *E. prolifera* ssp. *radiata* (Syn.: *Ulva radiata*), die meist direkt im Sediment verankert war, bedeckte in der Grevelingen Bucht (vor der seeseitigen Schließung 1971) eulitorale Flächen von mehreren Quadratmetern zu 100%.

¹ *Enteromorpha* wird heute wieder zur Gattung *Ulva* gestellt (GUIRY, M.D., RINDI, F. & GUIRY, G.M (2006): *Algae-Base* version 4.0. - National University of Ireland, Galway - <http://www.algaebase.org>). Bei der Beschreibung der Assoziationen verwende ich jedoch weiterhin die geläufige Gattungsbezeichnung *Enteromorpha*.

² Tritt die Algenassoziation in *Zostera*-Beständen auf, so wird der Biotop als Seegrasswiese angesprochen.

³ Algenbewuchs auf Hartsubstraten siehe auch 5.2.4, 5.3.2 u. 5.3.3

Die quantitative Verbreitung der Grünalgen im oberen Eulitoral zu Beginn der 1970er Jahre (NIENHUIS 1970, HOEK et al. 1979) ist bereits als deutliches Eutrophierungszeichen zu werten. Dabei ist zum einen die längere Vegetationsperiode, zum anderen die erhöhte Produktion von Pflanzenmasse v. A. durch *Ulva* spp. verglichen mit früheren Beschreibungen (NIENBURG 1927) ausschlaggebend. Die starke Zunahme filamentöser Algen in dieser Zone wird auch von SCHANZ & REISE (2005) für das Nordfriesische Wattenmeer konstatiert.

Im Brackwasser übernimmt die euryhaline *Enteromorpha intestinalis* die dominante Rolle in der Grünalgen-Gemeinschaft am Rand der Verlandungszone (KÖTTER 1952, GOOR 1923). KÖTTER (1952) beschreibt ein dichtes Vorkommen dieser Art auf toten Rhizomen von *Scirpus maritimus* in der Tideelbe, wo sie offenbar das kurzfristige Nahrungsangebot aus dem absterbenden Pflanzengewebe für ihr Wachstum nutzen konnte.

Enteromorpha (Ulva)-Assoziation

Enteromorpha-Assoziation LINKE 1939

Enteromorpha prolifera – *E. linza* Socation (unteres Eulitoral) NIENHUIS 1970

Lower eulittoral *Enteromorpha-Ulva* community HOEK et al. 1979

„Rich“ lower eulittoral algal community HOEK et al. 1979

Die Gemeinschaft aus Arten der Gattungen *Ulva* (bzw. *Enteromorpha*) und *Chaetomorpha* wird auf Watten im Bereich des oberen bis mittleren Eulitorals auf geschützten Sänden entlang der Küsten oder auf den Wattscheiden angetroffen. Die Algen entwickeln sich auf biogenen Substraten wie Muschelschalen, Seepocken auf lebenden Muscheln, Schneckengehäusen, Wohnröhren von *Lanice conchilega* und *Zostera*-Rhizomen (BAUMERT 1924, LINKE 1939, KORNMANN 1952, NIENHUIS 1970, HOEK et al. 1979). Daneben können die Algen aber auch direkt im Sediment verankert sein, ohne dass noch ein festes Keimsubstrat vorhanden ist (NIENBURG & KOLUMBE 1931, LINKE 1939, NIENHUIS 1970). Eine besondere Form der Befestigung von Makroalgen in sandigem Sediment stellt dabei die passive Verankerung von Algenfäden durch die Fraßtätigkeit des Wattwurms *Arenicola marina* dar (SCHORIES & REISE 1993).

Neben den einjährigen *Ulva*- (bzw. *Enteromorpha*-) und *Chaetomorpha*-Arten findet man in dieser Grünalgen-Assoziation eine ganze Reihe weiterer z. T. mehrjähriger Arten in ganz unterschiedlicher Anzahl und Zusammensetzung. Da sind zunächst häufig: *Ectocarpus siliculosus*, *Cladophora sericea*, *C. vagabunda* und *Porphyra purpurea* sowie die Frühjahrsarten *Scytosiphon lomentaria*, *Petalonia fascia* und *Monostroma grevillei*. Ferner treten unter guten Bedingungen (geringe Wassertrübung, lange Wasserbedeckung) weitere Rot- und Braunalgen auf: *Ceramium rubrum*, *Polysiphonia* sp., *Chorda filum*, *Gracilaria gracilis*, *Byopsis plumosa*, *Callithamnion corymbosum* u.a. (KORNMANN 1952, NIENHUIS 1970, HOEK et al. 1979).

Über die Ausdehnung und Dichte dieser Assoziation auf den Watten gibt es wenig historische Hinweise: Eine kleine Bucht am Königshafen war im Sommer 1924 vorübergehend „vollständig von *Chaetomorpha linum* bedeckt“ (NIENBURG 1927). Aus dem Neufelder Watt in der Elbemündung wird von „vegetationsfreiem Watt“ berichtet, das „an manchen Stellen von einzelnen *Enteromorpha*-Büscheln besiedelt ist“ (NIENBURG & KOLUMBE 1931). Für die Epibiose auf adulten *Cerastoderma* mit *Balanus* sp. im Jadebusen 1936 gibt LINKE (1939) eine Höchstdichte von ca. 16 Pflanzen/m² an, wobei die einzelnen Thalli (*Enteromorpha linza*, *E. compressa*, *Ulva lactuca*) bis zu fast 1 m lang wurden. Ferner berichtet er,

dass losgerissene Algen sich miteinander zu „*Algen-Polstern*“ verweben und als größere „*Fladen*“ in Prielen zusammengespült werden. Ein Hinweis auf Rot- oder Braunalgen findet sich hier nicht.

KORNMANN (1952) beschreibt für den nördlichen Königshafen bei List eine „*lockere Verteilung einzelner Algenbüschel*“ mit 1-3 Algenbüscheln /m². Auf eine Dominanz der Grünalgen wird hier nicht hingewiesen. Evtl. kann man diese Beschreibung auch zu den *Mytilus*-Epibiosen zählen (vgl. 5.2.4)

MICHAELIS (1969) fand im Sommer 1967 auf den Knechtsandwatten (östl. Teil) vor der Wesermündung eine Epibiose von Grünalgen auf *Macoma baltica* mit *Balanus improvisus* vor (dominant: *Ulva lactuca* ferner *Enteromorpha compressa* und selten *E. prolifera*, *E. clathratha*, *Rhizoclonium implexum*). Die *Ulva*-Thalli erreichten Längen um 0,5 m bis maximal 0,8 m. Die größte zusammenhängende mit Algen bewachsene Fläche war knapp 0,5 km² groß. Der nordwestliche Teil des Knechtsandes wurde 1972 von KOEMAN (1975) kartiert. Dies ist die erste flächendeckende Algen-Kartierung im niedersächsischen Wattenmeer auch mit quantitativen Angaben. Demnach waren an 49 von 409 untersuchten Stationen Grünalgen der Gattungen *Ulva* und *Enteromorpha* gefunden worden. An 16 dieser Stationen lag die Besiedlungsdichte zwischen 5-20 Pfl./100 m² (an 5 Stationen um 100 Pfl./100m²) sonst lag sie darunter. Der Bedeckungsgrad betrug allgemein maximal 5% (an zwei Stationen allerdings 20%).

Nach NIENHUIS (1970) konnte die „*Enteromorpha prolifera* – *E. linza* Sociation“ in geschützten Bereichen um MTNW in der Grevelingen-Bucht (NL, vor der seeseitigen Schließung 1971) bei entsprechendem Substrat (Schill und/oder lebende Muscheln z.B. *Cerastoderma*) ausgedehnte Wiesen mit bis zu 90% Bedeckung ausbilden. Hier werden auch Begleitarten genannt (*Ceramium rubrum*, *Polysiphonia violacea*, *Bryopsis plumosa*, *Dumontia incrassata*, *Petalonia fascia*).

Die massive Ausbreitung von Grünalgenmatten auf zuvor nicht oder nur spärlich bewachsenen Wattflächen, die seit den 1970er Jahren beobachtet wird, ist eine der augenfälligsten Veränderungen innerhalb dieses Lebensraumes. Während des bisherigen Höhepunkts dieser Entwicklung zu Beginn der 1990er Jahre waren ca. 20% der Wattflächen mit Algen bedeckt, die größten zusammenhängenden Flächen im niedersächsischen Watt erreichten über 5 km² (max. 9 km²) Ausdehnung. Maßgeblich an den Massenentwicklungen beteiligt waren die Arten *Ulva* (*Enteromorpha*) *prolifera* und *U. compressa* (KOEMAN & HOOGENHUIZEN 1995). Obgleich direkte Zusammenhänge mit lokalen Einleitungen nicht gezeigt werden können und auch klimatische und synökologische Bedingungen eine Rolle bei der Entwicklung von Algenmatten spielen, wird ein ursächlicher Zusammenhang mit der Überdüngung der Küstengewässer nicht in Frage gestellt (REISE 2002). Die Massenentwicklung opportunistischer Grünalgen geht mit einer Zunahme der Dominanz dieser Gruppe gegenüber Braun- und Rotalgen im Gesamtgebiet einher (SCHORIES et al. 1997).

5.2.2 Zwergseegraswiese des Eulitorals - *Zosteretum noltii*

Die Zwergseegraswiese ist in den einschlägigen Biotopklassifizierungs-Systemen unter unterschiedlichen Codierungen als Biotoptyp aufgeführt. Eine Übersicht der Bezeichnungen verschiedener Autoren bzw. Systeme findet sich in Tab. 8.

Die Zwergseegraswiese *Zosteretum noltii* (Syn. *Z. nanae* HARMSSEN 1936) ist auf geschützten Wattflächen des oberen bis mittleren Eulitorals beheimatet. Dabei liegt die obere Verbreitungsgrenze etwa in Höhe NpTHW (mittleres Nipptide-Hochwasser), die untere Grenze bei mittlerem Wasserstand (halbe Tide). In dieser Höhenzone, erstrecken sich die Bestände von *Z. noltii* entlang den Festlandsküsten

sowie den Wattenküsten der Inseln. Auch auf küstenfernen Sanden können sich in entsprechender Höhe Zwergseegraswiesen ansiedeln. Zuweilen wachsen auch einzelne Pflanzen auf kleinen Erhöhungen der Wattflächen (Bulten). Die Überflutungsdauer in den Gebieten liegt bei ca. 5-8 Std., das heißt 40-65% des Tages liegen die Flächen trocken (WIJGERGANGS & JONG 1999). In den tiefer gelegenen Zonen geht die Zwergseegraswiese in das *Zosteretum marinae stenophyllae* (Seegraswiese des Eulitorals) über (s. 5.2.3.).

Die bestandsbildende Art der Assoziation ist die mehrjährige *Zostera noltii*. Die Struktur der Besiedlung reicht von dichten Wiesen mit einer 100% Boden-Bedeckung bis hin zu zerstreuter Ansiedlung von Einzelpflanzen. Als begleitende Art tritt die schmalblättrige Form von *Zostera marina* („*Z. m. stenophylla*“ bzw. „*Z. m. angustifolia*“) auf, die, im Gegensatz zu *Z. noltii*, bevorzugt kleine Senken besiedelt, in denen während der Niedrigwasserperiode etwas Wasser zurückbleibt. Unter ästuarinen Bedingungen gehören auch *Vaucheria*- und/oder *Ruppia*-Arten zur Begleitflora im *Zosteretum* (HARTOG & PHILLIPS 2001, DAVISON & HUGHES 1998).

An Algen treten zwischen den *Zostera*-Pflanzen hauptsächlich *Ulva*- und *Chaetomorpha*-Arten in Erscheinung. Epiphytische Makroalgen sind in der Zwergseegraswiese des oberen Eulitorals selten. Pflanzenteile und Sediment in der *Zostera*-Siedlung können aber mit einem Film aus (Schlauch-) Diatomeen und Cyanophyceen bewachsen sein, wobei sich der Aufwuchs meist auf *Z. marina* konzentriert (NIENBURG 1927, LINKE 1939, HARTOG & PHILLIPS 2001). Eine starke Zunahme von Grünalgenwuchs (*Ulva*- und *Chaetomorpha*-Arten) innerhalb der *Zostera*-Assoziation sowie die zunehmende Dichte von Aufwuchs gelten als Störungszeiger. Auch auf abgestorbenen *Zostera*-Rhizomen entwickeln sich gelegentlich Algen der Gattung *Ulva* (HARTOG & PHILLIPS 2001). Ein ähnliches Phänomen wurde auch von *Enteromorpha (Ulva) intestinalis* auf absterbenden *Scirpus*-Rhizomen in der Elbemündung beschrieben (KÖTTER 1952).

Das Vorkommen von Seegras im niedersächsischen Wattenmeer ist lange bekannt und wird in verschiedenen Florenwerken und Naturbeschreibungen erwähnt (z.B. MEYER 1824, MEYER 1836, RIEFKOHL 1861, SCHERZ 1882 siehe auch einige Zitate unter 5.3.1). Die ersten quantitativen Angaben über die Verbreitung von Zwergseegraswiesen bzw. Seegraswiesen des Eulitorals (s.u.) an der deutschen Nordseeküste stammen aus dem Königshafen bei List (Sylt; NIENBURG 1927) und liegen in Form einer Verbreitungskarte vor. Zehn Jahre später, zur Zeit des großen Seegrassterbens, schreibt WOHLBERG (1935): „Über das Vorkommen der verschiedenen Seegräser und ihre Verteilung im gesamten deutschen Wattenmeer liegen außer einer örtlichen vom Königshafen (gemeint ist NIENBURG 1927) keine Untersuchungen vor.“ 1936 führte LINKE eine umfassende Kartierung der Bestände im niedersächsischen Jadedeusenwatt durch (LINKE 1939). Frühere Erhebungen aus Dänemark (OSTENFELD 1908) und den Niederlanden (GOOR 1919) hatten sich auf die submersen Bestände von *Zostera marina* konzentriert, die auch von ökonomischem Interesse waren (s.u.).

Das Seegrassterben in den frühen 1930er Jahren hatte die Bestände von *Zostera marina* weitgehend vernichtet, während die Zwergseegraswiesen (*Zostera noltii*) im Eulitoral verschont geblieben waren (HOEK et al. 1979). Ungefähr in den 1960er Jahren setzte dann aber in der Region von Den Helder bis zur Elbemündung ein Rückgang der eulitoralischen Seegraswiesen ein⁴. Heute sind in den Niederlanden von ehemals 65-150 km² vor 1930 nur noch ca. 1 km² verblieben (JONGE & RUITER 1996, REISE et al. 2005). Eine Zusammenstellung von niedersächsischen Daten aus den 1950er bis 1970er Jahren ergab, dass zu dieser Zeit ein „ziemlich geschlossener *Zostera*-Gürtel“ die Küste säumte und auch auf Watt-

⁴ Die hier vorgestellten Daten beziehen sich jeweils auf die Gesamtheit der eulitoralischen Bestände von *Zostera* spp.

Wasserscheiden *Zostera*-Bestände anzutreffen waren (MICHAELIS et al. 1971). Die Gesamtfläche der eulitoralen Seegrassbestände wurde für diesen Zeitraum auf 35,5 km² beziffert (KASTLER & MICHAELIS 1997). In dieser Aufstellung fehlen der südlichen Randzel (Borkum) und die Emsmündung, die Inselwatten von Spiekeroog und Wangerooge sowie das Hamburger Watt (Neuwerk und Scharhörn), so dass die Zahl eher etwas niedrig angesetzt sein dürfte. Bis 1993-1995 hatte sich dann der *Zostera*-Bestand (ohne die Wiese auf dem Hund-Paap-Sand in der Emsmündung) um ca. 80% auf nunmehr rd. 7 km² verringert (KASTLER & MICHAELIS 1997). Aktuell (2000-2003) sind es ca. 7,5 km² (NLWKN unveröffentlicht). Etwas anders ist die Situation in Nordfriesland. Hier haben sich die Bestände zwischen 1930 und 1970 zwar auch verkleinert (REISE et al. 1989), seit 1978 ist die Gesamtgröße der Flächen aber relativ stabil mit knapp 30 bis maximal 70 km². Eine genaue Aufstellung der Seegrassdaten in den einzelnen Wasserkörpern folgt in Kapitel 7.

Tab. 8: Übersicht über Codierung und Bezeichnungen für die Seegrass-Assoziationen in verschiedenen Biotopklassifizierungs-Systemen.

| System / Autor | Code | Bezeichnung |
|--|----------------------------|--|
| Zwergseegrasswiese im Eulitoral | | |
| NIENBURG 1927 | | <i>Zostera-nana</i> -Zone |
| HOEK et al. 1979 | | Lower eulittoral community of <i>Zostera marina</i> , <i>Z. noltii</i> , <i>Enteromorpha</i> and <i>Ulva</i> |
| Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands (RENNWALD 2000) | | <i>Zosteretum noltii</i> HARMSSEN 1936 - Gesellschaft des Zwerg-Seegrases |
| Natura 2000/FFH (EU 1992) | ANNEX I Habitat Typ - 1140 | Vegetationsfreies Schlick-, Sand- und Mischwatt (Seegrassgesellschaften eingeschlossen) |
| Biotoptypenliste des BfN (RIECKEN et al. 2002) | 05.02.02.01 | Sandwatt der Nordsee mit Seegrassbeständen |
| | 05.03.02.01 | Schlickwatt der Nordsee mit Seegrassbeständen |
| | 05.04.02.01 | Mischwatt der Nordsee mit Seegrassbeständen |
| Rote Liste der Biotoptypen des deutschen Wattenmeeres (RIECKEN et al. 1995) | | Seegrasswiesen des Eulitorals an der Nordsee |
| Biotope Niedersachsens (DRACHENFELS 2005) | (3.3.4 KWS) | Seegrass-Wiese der Wattbereiche: Wattflächen mit flächigen Seegrass-Beständen <i>Zosteretum noltii</i> , an tieferen Stellen im Übergang zum Küstenmeer auch <i>Zosteretum marinae</i> . |
| National MarineHabitat Classification for Britain and Ireland (CONNOR et al. 2003) | LMS.Znol | <i>Zostera noltii</i> beds in upper to mid shore muddy sand |
| Marine Habitat Classification Britain/Ireland 0405 | LS.LMp.LSgr.Znol | <i>Zostera noltii</i> beds in littoral muddy sand |
| European Union Natural Information System (EUNIS) EEA 2005 | A2.6111 | [<i>Zostera noltii</i>] beds in littoral muddy sand |
| Seegrasswiese des Sublitorals | | |
| Biotope Niedersachsens (DRACHENFELS 2005) | (3.1.4 KMS) | Seegrass-Wiese des Sublitorals: Flachwasserzonen mit Beständen von <i>Zostera marina</i> (rezente Vorkommen zweifelhaft). |
| Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands (RENNWALD 2000) | | <i>Zosteretum marinae</i> BORGESSEN ex VAN GOOR 1921 Gesellschaft des Echten Seegrases |
| Natura 2000/FFH (EU 1992) | ANNEX I Habitat Typ - 1110 | Sandbänke mit nur schwacher ständiger Überspülung durch Meerwasser |
| EUNIS Habitat Classification 200308, EEA 2002 | A5.5331 | [<i>Zostera marina</i>]/[<i>angustifolia</i>] beds on lower shore or infralittoral clean or muddy sand |
| NIENBURG 1927 | | <i>Zostera-marina</i> -Zone |

5.2.3 Seegraswiese des Eulitorals - *Zosteretum marinae stenophyllae*

Zostera-stenophylla-Zone NIENBURG 1927

Zosteretum marinae stenophyllae HARMSSEN 1936

„Rich“ lower eulittoral community of *Zostera marina* and *Z. noltii* HOEK et al. 1979

Im mittleren bis unteren Bereich des Eulitorals geht die Zwergseegraswiese (5.2.2) in die eulitorale Form der Seegraswiese über. Hier ist das „Echte Seegras“ *Zostera marina* (Syn.: *Z. angustifolia*, *Z. stenophylla*) in seiner schmalblättrigen Form die bestandsbildende Art. Sie ist hier nicht nur auf Vorkommen in ständig wassergefüllten Senken beschränkt (s.o.), sondern kann auf ebenen Flächen, die auch bei Niedrigwasser meist von einem dünnen Wasserfilm bedeckt sind, dichte geschlossene Bestände bilden (MICHAELIS et al. 1971). *Z. noltii* kommt noch vereinzelt vor. Unter den Algen sind weiterhin *Ulva*- und *Chaetomorpha*-Arten häufig (LINKE 1939, HOEK et al. 1979), obgleich sie auch völlig fehlen können (NIENBURG 1927). Darüber hinaus gibt es eine Reihe von typischen Mikro- und Makroalgen, die als Epiphyten auf den Blättern und Rhizomen von *Z. marina* wachsen. Ebenso wie für die *Enteromorpha*-(*Ulva*)-Assoziation (s. 5.2.1) gilt, dass die Zusammensetzung und Diversität der Begleitflora außer vom geographischen Ort abhängig ist von ausreichender Wasserbedeckung einerseits und geringer Wassertrübung andererseits (GOOR 1923, HOEK et al. 1979). Eine artenreiche Begleitflora ist erst bei sublitoralen Seegraswiesen ausgebildet (s.u.). DAVISON & HUGHES (1998) benennen für Großbritannien 8 *Zostera*-spezifische Algenarten (Epiphyten) sowie weitere 12 Algenarten als Begleitflora, von denen aber nicht alle in der Florenliste der deutschen Küstengewässer gelistet sind. Auch aus der Nordsee sind über 20 Algenarten als Epiphyten von *Zostera* bekannt (Tab. 9). Eine epizooische Art, die nur auf *Zostera marina* vorkommt ist *Laomedea angulata* (TYLER-WALTERS 2004a). LINKE (1939) berichtet von zum Teil dichtem Aufwuchs aus *Laomedea conferta* (Syn.: *Laomedea calceolifera* Hincks, 1871) auf *Z. marina* im Jadebusen.

Die Abgrenzung der Seegraswiese des Eulitorals von der Zwergseegraswiese (s. 5.2.2) ist im Gelände nicht immer leicht (NIENBURG 1927, HOBÖHM 1993). Die Grenze zur sublitoralen Seegraswiese (s.u.) ist die Niedrigwasserlinie. Die Seegraswiese des Eulitorals ist nicht in allen Klassifizierungssystemen als eigener Biotoptyp gelistet. So kann bei DRACHENFELS (2005) die „Seegraswiese der Wattbereiche“ sowohl das *Zosteretum noltii* als auch das *Zosteretum marinae* umfassen. Auch die Angaben über die flächenmäßige Ausbreitung von Seegras im Wattenmeer, die aus den verschiedenen heute durchgeführten Monitoringprogrammen hervorgeht, beziehen sich auf die Gesamtheit der Bestände im Eulitoral (s. 5.2.2)

Beim EUNIS-System (EEA 2005) reicht die sublitorale Seegraswiese (s.u.) per Definition bis ins untere Eulitoral („lower shore“), so dass sie damit die eulitorale Seegraswiese einschließt.

Tab. 9: Epiphyten und assoziierte Algenflora in Zostera-Wiesen.

„X“= Wenn nicht anders angegeben, können die Quellen der Nachweise für die deutsche Nordsee aus Tab. 7 entnommen werden.

„Helgoland“ = nach BARTSCH & KUHLENKAMP (2000); Taxonomie nach GUIRY (2006)

| Art | Bemerkungen | Quelle | Nachweis Deutsche Küste |
|---|---|---|--|
| Grünalgen | | | |
| <i>Chaetomorpha linum</i> | Begleitflora | GOOR 1923 | X |
| <i>Chorda filum</i> | Begleitflora | GOOR 1923 NIENBURG 1927, LINKE 1939 | X |
| <i>Cladophora hutchinsiae</i> | Begleitflora | DAVISON & HUGHES 1998 | - |
| <i>Cladophora battersii</i> | Sehr selten, nur an wenigen Standorten in Südengland und West-Irland gefunden | DAVISON & HUGHES 1998 | - |
| <i>Cladophora retroflex</i> (<i>C. retroflexa</i> ??) | | DAVISON & HUGHES 1998 | - |
| <i>Cladophora flexuosa</i> | Begleitflora | GOOR 1923 | - |
| <i>Cladophora fracta</i> | Begleitflora | GOOR 1923 | X |
| <i>Cladophora lehmanniana</i> | Begleitflora | GOOR 1923 | X |
| <i>Cladophora sericea</i> | Begleitflora | GOOR 1923 | X |
| <i>Cladophora vagabunda</i> | Begleitflora | GOOR 1923 | X |
| <i>Enteromorpha sp.</i> | Begleitflora | DAVISON & HUGHES 1998 | X |
| <i>Epicladia perforans</i> | Endophytische Mikroalge, wirtsspezifisch auf <i>Zostera</i> | DAVISON & HUGHES 1998 | - |
| <i>Hincksia mitchelliae</i> | Epiphytisch auf <i>Zostera</i> im Sublitoral | KREMER 1975 | KREMER 1975 |
| <i>Monostroma arcticum</i> | epiphytisch auf <i>Zostera</i> | KREMER 1975 | Helgoland |
| <i>Monostroma grevillei</i> | epiphytisch auf <i>Zostera</i> | KREMER 1975 | X |
| <i>Rhizoclonium riparium</i> | | GOOR 1923 | X |
| <i>Spongomorpha aeruginosa</i> | epiphytisch auf <i>Zostera</i> | KREMER 1975 | X |
| <i>Ulva lactuca</i> | Begleitflora | DAVISON & HUGHES 1998 | X |
| <i>Ulva paradoxa</i> | <i>Ulva paradoxa</i> | GOOR 1923 | - |
| Braunalgen | | | |
| <i>Cladosiphon contortus</i> | auf <i>Zostera</i> Rhizomen | DAVISON & HUGHES 1998 | - |
| <i>Ascocyclus orbicularis</i> | epiphytisch auf <i>Zostera</i> | HAUCK 1885 | |
| <i>Asperococcus fistulosus</i> | epiphytisch auf <i>Zostera</i> NW und tiefer ; auf abgestorbenen Rhizomen | KREMER 1975; HARTOG & PHILLIPS 2001 | KREMER 1975 |
| <i>Cladosiphon zosterae</i> | Epiphyt, wirtsspezifisch auf <i>Zostera</i> | DAVISON & HUGHES 1998 | KREMER 1975: „auf alten <i>Zostera</i> -Blättern im Sublitoral“ |
| <i>Ectocarpus siliculosus</i> | epiphytisch zeigt evtl. Eutrophierung an | GOOR 1923 NIENBURG 1927 KREMER 1975 ; HARTOG & PHILLIPS 2001 | X |
| <i>Ectocarpus sp.</i> | Begleitflora | DAVISON & HUGHES 1998 | X |
| <i>Eudesme virescens</i> | epiphytisch auf <i>Zostera</i> | KREMER 1975 | Helgoland |
| <i>Fucus vesiculosus</i> | Begleitflora | NIENBURG 1927 | X |
| <i>Giraudia sphacelarioides</i> | Epiphyt auf <i>Zostera</i> , untere Gezeitenzone und tiefer | KREMER 1975 | KREMER 1975 |
| <i>Halothrix lumbricalis</i> | Epiphyt, wirtsspezifisch auf <i>Zostera</i> | DAVISON & HUGHES 1998 | - |
| <i>Leblondiella densa</i> | Epiphyt, wirtsspezifisch auf <i>Zostera</i> | DAVISON & HUGHES 1998 | - |

Tab.9 Fortsetzung: Epiphyten und assoziierte Algenflora in *Zostera*-Wiesen

| Art | Bemerkungen | Quelle | Nachweis Deutsche Küste |
|-------------------------------------|---|---|-------------------------|
| <i>Myrionema magnusii</i> | Epiphyt, wirtsspezifisch auf <i>Zostera</i> | NIENHUIS 1970 DAVISON & HUGHES 1998 | - |
| <i>Punctaria crispata</i> | Epiphyt, wirtsspezifisch auf <i>Zostera</i> | DAVISON & HUGHES 1998 | |
| <i>Punctaria latifolia</i> | epiphytisch auf <i>Zostera</i> | KREMER 1975 | Helgoland |
| <i>Punctaria tenuissima</i> | epiphytisch auf <i>Zostera</i> | HAUCK 1885 KREMER 1975 | KREMER 1975 |
| <i>Pylaiella littoralis</i> | Begleitflora | GOOR 1923 | X |
| <i>Sauvageaugloia griffithsiana</i> | epiphytisch auf <i>Zostera</i> untere Gezeitenzone und tiefer | KREMER 1975 | Helgoland |
| <i>Spermatocnus paradoxus</i> | epiphytisch auf <i>Zostera</i> , untere Gezeitenzone und tiefer | KREMER 1975 | KREMER 1975 |
| <i>Sphacelaria cirrosa</i> | epiphytisch auf Algen in <i>Zostera</i> Wiesen | GOOR 1923 | X |
| <i>Stypocaulon scoparium</i> | Begleitflora | DAVISON & HUGHES 1998 | Helgoland |
| Rotalgen | | | |
| <i>Acrochaetium secundatum</i> | epiphytisch auf <i>Zostera</i> | HAUCK 1885 GOOR 1923 | X |
| <i>Antithamnion cruciatum</i> | epiphytisch auf Algen in <i>Zostera</i> Wiesen | GOOR 1923 | Helgoland |
| <i>Brongniartella byssoides</i> | Begleitflora | DAVISON & HUGHES 1998 | Helgoland |
| <i>Callithamnion corymbosum</i> | epiphytisch auf <i>Zostera</i> | KREMER 1975 GOOR 1923 | X |
| <i>Ceramium arborescens</i> | Begleitflora | GOOR 1923 | - |
| <i>Ceramium areschougii</i> | Begleitflora | GOOR 1923 | - |
| <i>Ceramium deslongchampsii</i> | Begleitflora | GOOR 1923 | Helgoland |
| <i>Ceramium diaphanum</i> | epiphytisch auf <i>Zostera</i> | GOOR 1923 | X |
| <i>Ceramium virgatum</i> | Begleitflora | NIENBURG 1927 DAVISON & HUGHES 1998 GOOR 1923 | X |
| <i>Corallina officinalis</i> | Begleitflora | GOOR 1923 | Helgoland |
| <i>Dumontia contorta</i> | Begleitflora | DAVISON & HUGHES 1998 | X |
| <i>Gracilaria gracilis</i> | Begleitflora | DAVISON & HUGHES 1998 GOOR 1923 | X |
| <i>Gracilariopsis longissima</i> | Begleitflora | DAVISON & HUGHES 1998 | Helgoland |
| <i>Helminthocladia calvadosii</i> | Begleitflora | KREMER 1975 | Helgoland |
| <i>Hydrolithon farinosum</i> | epiphytisch auf <i>Zostera</i> | HAUCK 1885 KREMER 1975 | X |
| <i>Jania rubens</i> | Begleitflora | GOOR 1923 | Helgoland |
| <i>Melobesia sp.</i> | Epiphytisch auf <i>Zostera</i> | MAGNUS 1875 | Helgoland |
| <i>Neosiphonia harveyi</i> | GB: 1908 mit Kultur- Austern eingeschleppt | DAVISON & HUGHES 1998 | - |
| <i>Pneophyllum fragile</i> | epiphytisch auf <i>Zostera</i> | HAUCK 1885 GOOR 1923 NIENBURG 1927 | X |
| <i>Polysiphonia fucoides</i> | Begleitflora | GOOR 1923 NIENBURG 1927 | X |
| <i>Polysiphonia nigra</i> | Begleitflora | GOOR 1923 NIENBURG 1927 | X |
| <i>Polysiphonia nigrescens</i> | Begleitflora | GOOR 1923 | X |
| <i>Polysiphonia sp.</i> | Begleitflora | DAVISON & HUGHES 1998 | X |
| <i>Rhodophysema georgei</i> | wirtsspezifisch auf <i>Zostera</i> | DAVISON & HUGHES 1998 | - |
| <i>Spermothamnion repens</i> | epiphytisch auf <i>Zostera</i> | GOOR 1923 | Helgoland |
| <i>Stylonema alsidii</i> | epiphytisch auf Algen in <i>Zostera</i> Wiesen | GOOR 1923 | X |
| <i>Titanoderma pustulatum</i> | epiphytisch auf <i>Zostera</i> | HAUCK 1885 | X |

5.2.4 Algen auf eulitoralischen Muschelbänken

Fucus-Zostera-angustifolia-Zone NIENBURG 1927

Ulva rigida and *U. lactuca* – *Fucus vesiculosus f. mytili* Sociation NIENHUIS 1970

Lower eulittoral community on *Mytilus*-banks with *Fucus vesiculosus* L. „f. mytili“ HOEK et al. 1979

EUNIS Habitat Classification (EEA 2005)

Mussel beds on littoral sand (A2.7212)

Mussel beds on littoral mud (A2.7213)

Marine Habitat Classification Britain/Ireland 0405 (CONNOR et al. 2004)

Mytilus edulis beds on littoral sand (LS.LBR.LMus.Myt.Sa)

Mytilus edulis beds on littoral mud (LS.LBR.LMus.Myt.Mu)

FFH - Natura 2000 (EU 1992)

Riffe (1170)

Das Vorkommen von *Fucus vesiculosus f. mytili* auf eulitoralischen Miesmuschelbänken wurde zuerst für das Königshafenwatt auf Sylt beschrieben (NIENBURG 1927): *Fucus vesiculosus* ist mit Byssusfäden an Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) fixiert. Im Gegensatz zu *Fucus*-Thalli, die mit einer eigenen Haftscheibe auf Hartsubstrat verankert sind, bilden die passiv durch Byssusfäden befestigten Thalli selten Fruchtkörper aus und vermehren sich rein vegetativ über die Verdriftung von Thallusfragmenten. Dennoch entwickeln sich mitunter dichte Bestände. Die Assoziation von Miesmuschelbänken und Algen ist im gesamten Wattenmeer verbreitet (HOEK et al. 1979). Neben *Fucus* kommen hier gelegentlich auch Grünalgen (*Ulva spp.*, *Chaetomorpha linum*) und Rotalgen (*Porphyra sp.*, *Chondrus crispus*) vor. Als Epiphyt auf *Fucus* tritt häufig *Elachista fucicola* auf (KORNMANN 1952).

Generell ist das Vorkommen dieses Algen-Biototyps direkt von der Verbreitung von *Mytilus edulis* im Wattenmeer abhängig. Dabei bildet sich aber nicht auf allen Muschelbänken eine Algenbesiedlung aus. Hoher Fraßdruck durch *Littorina sp.* kann z.B. einen Bewuchs stark dezimieren (ALBRECHT 1995). Fläche und Dichte von *Mytilus*-Bänken im Eulitoral des Trilateralen Wattenmeeres sind rückläufig (VLAS et al. 2005a).

5.3 Sublitoral

Nur hier in der Zone dauernder Wasserbedeckung können sich solche Pflanzen ansiedeln, die eine vorübergehende Austrocknung nicht ertragen. Gleichzeitig muss geeignetes Substrat vorliegen und eine ausreichende Belichtung gewährleistet sein. Diese Bedingungen werden im Wattenmeer nur an wenigen Orten erfüllt.

5.3.1 Seegraswiese des Sublitorals - *Zosteretum marinae*

Die Seegraswiese des Sublitorals ist in den einschlägigen Biotopklassifizierungs-Systemen unter unterschiedlichen Codierungen als Biototyp aufgeführt. Eine Übersicht der Bezeichnungen verschiedener Autoren bzw. Systeme findet sich in Tab. 8.

Das Habitat des *Zosteretum marinae* BORGESSEN ex VAN GOOR 1921 ist die Flachwasserzone entlang der europäischen Küsten je nach Wassertrübung bis zu einer Tiefe von über 10 m. Im Wattenmeer

erreichte es vor 1930 gewöhnlich Tiefen von bis zu 4 m (GOOR 1921, WOHLBERG 1935). Nachdem zu Beginn der 1930er Jahre die Bestände von *Zostera marina* entlang der europäischen Küste durch ein epidemisches Sterben nahezu vernichtet waren, haben sie sich nur stellenweise regeneriert. An der gesamten Wattenmeerküste blieb eine Wiederbesiedlung des Sublitorals durch *Z. marina* aus (MICHAELIS et al. 1971, REISE et al. 2005). Beim Ems-Dredgeprogramm der BfG in der Ems 1999 (KOLBE & GROTHJAHN 2000) bestanden drei Proben im Bereich der Westerems an der Grenze zu den Niederlanden zu fast 100% aus Seegras, das taxonomisch nicht untersucht wurde. Ob es sich hier um *Zostera marina* handelte, wurde bislang nicht geklärt.

Die sublitorale Seegraswiese ist eine artenreiche Lebensgemeinschaft von Pflanzen und Tieren. Die bestandsbildende Art, die das Habitat strukturiert, ist *Zostera marina* in seiner breitblättrigen Form (*Z. marina* v. *typica*). Allgemein galt sie als „das bevorzugte Substrat für die Algenflora des Wattes“ (NIENBURG 1927). Je nach Standort war eine reiche Algenflora aus Epiphyten und Begleitarten ausgebildet (vgl. Tab. 9). Nach ihrer taxonomischen Zusammensetzung und dem vorliegenden Sediment unterschied v. GOOR (1923) im niederländischen Watt vier verschiedene sublitorale *Zostera*-Assoziationen, wobei er sich an der Einteilung von OSTENFELD (1908) aus dänischen Gewässern orientierte: „Broad-leaved oder Mudzostera-Vegetation“, „Small-leaved oder Sandzostera-Vegetation“, „Rotalgen-Zostera-Vegetation“ und „Brackwasser- oder Grünalgen-Zostera-Vegetation“. NIENBURG 1927 machte hingegen keinen Versuch, die im Königshafen vorgefundenen Bestände einer dieser Gruppen zuzuordnen. Vielmehr stellte er heraus, dass hier im Gegensatz zu den dänischen Verhältnissen (OSTENFELD) nur sehr wenig Epiphyten auf *Z. marina* wuchsen und relativierte damit den Stellenwert von *Zostera*-Wiesen als Substrat für Algen.

Auf und zwischen den *Zostera*-Pflanzen, und auch im umgebenden Sediment, lebte eine Vielzahl wirbelloser Tiere. Fische nutzten die Seegraswiesen als Laichhabitat und „Kinderstube“ (HARTOG 1977, DAVISON & HUGHES 1998). „Oftmals bin ich hinausgefahren mit meinem flachen Boot auf die Seegrassgründe fernab der Insel und warf bei fallendem Wasser den Anker aus, lehnte mich über den Bootrand und schaute auf das nur noch metertiefe Wasser, wie das Seegras am Grunde dem Ebbestrom folgend abwärts flutete. Immer wieder machte es mir Freude, wenn ich in der klaren Flut das reiche Tierleben zwischen dem wogenden Seegras bewundern konnte...“ so beschrieb der Natur- und Heimatforscher OTTO LEEGE, der lange Zeit auf Memmert und Juist lebte, das Seegrassgebiet aus der Erinnerung (LEEGE 1954, posthum veröffentlicht). Dabei wies er auch darauf hin, dass das Seegras an der ostfriesischen Küste sehr viel seltener war als im Gebiet der Nordfriesischen Inseln („in Menge“) oder gar im niederländischen Westfriesland („massenhaft“). Die kommerzielle Seegrassfischerei und technische Nutzung des Seegrasses, die in großem Maßstab in den Niederlanden, aber auch in Nordfriesland und Dänemark (reiche Bestände im Limfjord und Kattegat) betrieben wurde, hatte in Niedersachsen keinen so hohen Stellenwert. Dies kann als Hinweis darauf verstanden werden, dass die Bestände hier eine entsprechende Ausbeutung nicht lohnten, oder dass die Qualität des Seegrasses nicht dem von anderen Orten entsprach. Bereits 1821, erst wenige Jahre nachdem die Eignung des Seegrasses als Polstermaterial an den deutschen Küsten bekannt wurde (LEHMANN 1814), schreibt v. HALEM (1821) über *Zostera marina* an Ostfrieslands Küsten „An unseren Küsten und Inseln wird zwar täglich eine Menge desselben angespült, da es aber immer mit anderen Seeproducten als Algen, Fucusarten und Ulven vermischt ist, und so viel mir bekannt ist, an keiner Stelle unserer Küstengegend in hinreichender Menge wächst, so würde das Aussondern und Auslaugen ... sich nicht der Mühe lohnen“. Dass es an der niedersächsischen Nordseeküste sublitorale Seegrasswiesen gegeben hat, geht aber aus verschiedenen Naturbeschreibungen hervor: Über die Flora von Norderney berichtet der Botaniker LANTZIUS-BENINGA in RIEFKOHL (1861, S. 28): „...während noch weiter vom Land entfernt auf dem Wattgrunde als äußerster Vorposten die interessante *Zostera nana* in

großer Menge sich zeigt, indem ihre Verwandte die *Z. marina*, nur auf dem nördlich von der Insel gelegenen tiefen Meeresgrunde zu vegetieren scheint." Ähnlich äußert sich BUCHENAU (1880) zur Flora von Neuwerk: „*Zostera marina* L. Die breitblättrige Form, wie sie so oft nach Stürmen ausgeworfen wird, scheint in grösserer Tiefe der See zu wachsen.“ Und 1882 schreibt SCHERZ in seiner „Beschreibung der Nordsee-Insel Nordernei“ (SCHERZ 1882, S. 82): „Zu den Pflanzen des Meeres ist ferner das zu den Kryptogamen gehörende Seegras (*Zostera*) zu rechnen, welches sich in gewissen Zeiten, besonders bei Herbststürmen, in großer Masse am Strand vorfindet, dann in Ermangelung anderer Arbeiten von den Insulanern gesammelt, seiner Salzteile entledigt und getrocknet an den Tapezierer verkauft zu werden pflegt. Beide hier heimischen Arten *Z. marina* und *Z. nana* wachsen auf den Watten sämtlicher Inseln, während die vielblättrige Form dieser Pflanze nur mittels des Schleppnetzes aus der Tiefe des Meeres hervorgeholt werden kann“. Für das Wangerooger Watt gibt MEYER (1929) folgende Beschreibung: „Aber verborgen alle Zeit, auch bei Ebbe, in den tiefen Wattprielen, da wächst doch noch höheres pflanzliches Leben, zwei Seegräser (*Zostera marina* und *Z. nana*), mit der Grundachse im Schlamm wachsend, Stengel und Blätter flutend, Blüten bei tiefer Ebbe sich an die Wasseroberfläche legend.“ Noch 1951, also fast 30 Jahre nach dem Seegrassterben, berichtet MEYER (1951) über Seegrasfischerei nach *Zostera marina* und *Z. nana* bei Wangerooge: „...auf Gründen, die auch bei Ebbe noch einen Meter Wasserstand haben.“ Ob dies 1950 tatsächlich noch so betrieben wurde ist unsicher, da dies bislang die einzige Quelle ist, die darauf hinweist. Aber auch südlich der Insel Sylt wurde in den 1950er Jahren noch Seegras von sublitoralen Bänken gefischt (REISE et al. 1994).

Historische Daten über die quantitative Ausbreitung der sublitoralen Seegraswiesen und deren Produktivität (Biomasse) an der deutschen Nordseeküste sind sehr begrenzt. v. GOOR (1919) schätzte die Gesamtgröße der niederländischen Seegraswiesen auf 15.000 ha. In den Jahren 1923-1931 wurden hier jährlich 317-789 Tonnen Trockengewicht geerntet (JONGE & JONG 1992). Die Gesamtgröße der Seegraswiesen an den Küsten der südlichen Nordsee (NL, D, DK) wurde auf 100.000 ha veranschlagt (NIENBURG 1930). Es bleibt aber unklar, wie groß der Anteil eulitoral Bestände an dieser Fläche war.

Über die Dichte der submersen Bestände im Königshafen(Sylt) schreibt WOHLBERG (1935) zu Beginn des großen Seegrassterbens: „Vielmehr war (im Sommer 1932) die Entwicklung der Seegraswiesen vor dem Königshafen noch so üppig, dass ich in diesem Gebiete bei Niedrigwasser die größte Mühe hatte, mit dem Ruderboot durch die dicht bei dicht im Wasser flutenden, gesunden, langen Blätter voranzukommen.“ Vergleichbare Beschreibungen für die niedersächsische Küste gibt es nicht.

5.3.2 Rot- und Braunalgen-Assoziation auf biogenen sublitoralen Hartsubstraten

Biotoptypen Niedersachsens (DRACHENFELS 2005)

Zoogener Biotop der Nordsee (3.2 KT)

Muschelbank (3.2.1 KTM)

Sandkorallen-Riff (3.2.4 KTK)

Rote Liste der Biotoptypen (RIECKEN et al. 1995)

Austernbank des Sublitorals der Nordsee (030208)

Sabellaria-Riff des Sublitorals der Nordsee (030209)

Miesmuschelbank des Sublitorals der Nordsee (030207)

EUNIS Habitat Classification (EEA 2005)

[*Mytilus edulis*] beds on sublittoral sediment (A5.625)

[*Sabellaria spinulosa*] on stable circalittoral mixed sediment (A5.611)

Marine Habitat Classification Britain/Ireland 0405 (CONNOR et al. 2004)

Mytilus edulis beds on sublittoral sediment (SS.SBR.SMus.MytSS)

Sabellaria spinulosa on stable circalittoral mixed sediment (SS.SBR.PoR.SspiMx)

MNCR BioMar (Britain & Ireland) CONNOR & SANDERSON 1997

[*Mytilus edulis*] beds in variable salinity infralittoral mixed sediment (IMX.EstMx.MytV)

[*Sabellaria spinulosa*] and [*Polydora*] spp. on stable circalittoral mixed sediment (CMX.SspiMx)

Ähnlich wie die sublitoralen Seegraswiesen können sublitorale Muschelbänke von *Ostrea edulis* (heute evtl. auch *Crassostrea virginica*) und *Mytilus edulis* sowie die Sandriffe des Polychaeten *Sabellaria spinulosa* als Lebensraum für eine Aufwuchsgemeinschaft aus sessiler Fauna und Flora sowie einer diversen assoziierten Fauna dienen. Dabei fungieren die von den Tieren geschaffenen biogenen Riffstrukturen als Hartsubstrat für die Anheftung der Algen. Die Vorkommen von *Ostrea* und sublitoralen Algen sind aber auch deshalb räumlich ähnlich verteilt, weil *Ostrea* selbst wie die Algen auf lagestabiles, festes Substrat (z.B. Schill oder Steine) zur Anheftung angewiesen ist.

Am Studium der sublitoralen Austernbänke (*Ostrea edulis*) bei Sylt entwickelte MÖBIUS (1877) den Begriff der „Biocoenose“. Er fand aber nur wenige Pflanzen auf den Austernbänken: *Zostera* „auf einer Bank“ und „auf einigen Bänken“ Rotalgen. Nach HAGMEIER (1941) waren folgende Arten auf Austernbänken bei Sylt vertreten: *Fucus* sp., *Chorda filum*, *Dictyota dichotoma*, *Lithothamnion* sp., *Gracilaria gracilis*, *Polysiphonia elongata*, *P. fucoides*, *Ceramium virgatum* sowie *Chaetomorpha aerea*, *Cladophora sericea*, *Codium tomentosum*, *Enteromorpha compressa* und *E. linza*. Der Bewuchs mit verschiedenen Braun- und Rotalgen (u.a. *Fucus* sp., *Stylonema alsdii*, *Gracilaria gracilis*, *Dumontia contorta*) zeichnet auch sublitorale *Mytilus*-Bänke aus (HAGMEIER & KÄNDLER 1927, VLAS et al. 2005b).

Im 18. bis Mitte des 19. Jahrhunderts war die Austernfischerei an der niedersächsischen Küste verpachtet und brachte Erträge von ca. 38.000 Stück /Jahr. Die Austerngründe waren jedoch bis 1855 erschöpft. Über die Ansiedlungsmöglichkeiten von *Ostrea* an der niedersächsischen Küste schreibt MÖBIUS (1877): „In allen Theilen des deutschen Wattenmeeres, welche südlich oder südwestlich von Schleswig liegen, wird nur schwerlich eine Stelle zu finden sein, die zur Bildung von einer einträglichen Austernbank geeignet wäre. Denn vor den Mündungen von Eider, Elbe, Weser, Jahde und Ems ist der Meeresboden so stark verschlickt oder derart veränderlich, dass sich die Austern auf demselben nicht erhalten und vermehren können.“ Nach einer Schleppnetzuntersuchung im Herbst 1868 fand er nur eine Stelle in der Juister Balje für einen Ansiedlungsversuch „einigermaßen geeignet“. Im Frühjahr 1969 wurden fortpflanzungsfähige Austern „in großer Zahl“ ausgebracht, eine Bank hat sich nicht ausgebildet. MÖBIUS: „Die Juister Balje ist zu schlickig und von *Mytilus* in Beschlag genommen“.

Über den Rückgang von *Ostrea* an der niedersächsischen Küste schreibt GESSNER (1957): „Auch im ostfriesischen Wattenmeer gab es in früheren Jahrhunderten zahlreiche Austernbänke, die jedoch um 1850 eingingen (KÄNDLER 1935). Die Wangeooger Austernbänke verarmten wegen Überfischung schon 50 Jahre früher. „Heute ist von den Naturbänken nichts mehr übriggeblieben“ (LINKE 1937).“ Heute sind die *Ostrea*-Bänke im gesamten deutschen Wattenmeer verschwunden. Über die Verbreitung von *Mytilus* und *Crasostrea* wie überhaupt über die Substratverhältnisse im Sublitoral gibt es wenig gesicherte Erkenntnisse (VLAS et al. 2005b).

Sabellaria-Riffe waren noch zu Beginn des 20. Jahrhunderts im gesamten deutschen Wattenmeer verbreitet. Heute sind nur noch drei Standorte mit lebenden Kolonien bekannt, zwei davon im Bereich der Außenjade (VORBERG 2005). Dass *Sabellaria*-Riffe als Substrat für Makroalgen ihre Bedeutung hatten, zeigen die Befunde von EIBEN 1871: Im niedersächsischen Watt fand er auf einem *Sabellaria*-Riff 7 Algenarten, darunter neben zwei Grünalgen (*Cladophora fracta* var. *intricata*, *C. cristata*) die beiden Rotalgen *Ceramium diaphanum*, *C. virgatum* sowie und drei Braunalgen (*Pylaiella littoralis*, *Ectocarpus gracillimus*, *Polysiphonia fucoides*). Über Vorkommen von Makroalgen auf den heute verbliebenen *Sabellaria*-Riffen gibt es keine Daten.

5.3.2 Algen auf künstlichen Hartsubstraten im Küstenbereich

Biotoptypen Niedersachsens (DRACHENFELS 2005)
Künstliches Hartsubstrat im Küstenbereich (5.4KX)
Küstenschutzbauwerk (3.15.1 KXK)
Schiffswrack (3.15.2 KXW)

DRACHENFELS (2005) gibt folgende Definition für diesen Biotoptyp: „Bauwerke und Schiffswracks im Watt, im Strand- und Uferbereich aus Holz, Beton, Naturstein, Stahl und anderen festen Baustoffen. Im Sublitoral, Eulitoral und oberhalb im Einflussbereich des Meeres (salzige Gischt). Oft mit Bewuchs aus Tang, Seepocken, Blumenpolypen (z.B. Seemelken), Miesmuscheln, salzverträglichen Flechten u.a.“

Künstliche Hartsubstrate waren von jeher die ergiebigsten Fundstellen für Makroalgen im Bereich der deutschen Nordseeküste außerhalb Helgolands. Sie bieten einerseits eine geeignete Unterlage für die Aufwuchspflanzen, zum anderen fallen viele dieser Strukturen bei Niedrigwasser zumindest teilweise trocken, so dass sie leicht zu inspizieren sind und eine Untersuchung „herausfordern“. Ausführliche Klassifizierungen der verschiedenen Algenassoziationen an den meist künstlichen Hartsubstraten der Wattenküste stammen aus den Niederlanden: v. GOOR (1923) beschreibt 4 Assoziationen für das Eulitoral und 2 für das Sublitoral (davon ist eines die *Zostera*-Assoziation s.o.), HARTOG (1959) unterscheidet 22 Assoziationen. Welche Assoziation sich an deinem Standort ausbildet, hängt u.a. ab von der Höhenlage (Vertikalzonierung), dem Salzgehalt, den Licht- und Strömungsbedingungen sowie den Substrateigenschaften. Die Aufwuchsgemeinschaften durchlaufen im allgemeinen eine Sukzession von Pioniergesellschaften, dominiert von Grünalgen, zu Klimaxgesellschaften, die meist durch Braunalgen charakterisiert werden. Da künstliche Substrate häufig menschlichen Eingriffen ausgesetzt sind (Umlagerungen, Baumaßnahmen, Anstriche etc.), wird die Entwicklung einer Klimaxgesellschaft häufig gestört bzw. ganz unterbunden und die Pioniergesellschaften werden zum Dauerbewuchs. Auch natürliche Störungen, z.B. Eis-Schur, führen in den Küstengewässern regelmäßig zur Zerstörung von Algenbewuchs.

Die erste bekannte Untersuchung der Algen auf Steinbuhnen, Strohdämmen und Seetonnen an der niedersächsischen Küste (Flussgebiet Ems) ist die von EIBEN (1871). Er fand insgesamt 9 Arten an

Buhnen, Strohdämmen und Seetonnen: Die Grünalgen *Phycoseris lanceolata* var. *angusta*, *Urospora penicilliformis* und *Ulva compressa*; die Braunalgen *Fucus vesiculosus*, *Ascophyllum nodosum*, *Ectocarpus patens*, *Pylaiella littoralis* und *Polysiphonia fucooides*; sowie die Rotalge *Ceramium virgatum*. Spätere Aufnahmen im Bearbeitungsgebiet führten PRIGGE (1960) an Buhnen von Norderney und Wangerooge und KOEMAN (1975) an Schiffswracks auf den Knechtsandwatten durch. Eine Revision an 8 Standorten entlang der niedersächsischen Küste im Sommer 1994 ergab, dass im Untersuchungsjahr vor Allem der Bewuchs mit *Mytilus* stark zurückgegangen war und die assoziierte *Fucus vesiculosus mytili* daher fehlte (NIEHOFF 1995). Außerdem blieben aber auch *Fucus serratus* und *F. playtycarpus* aus, was als Verdrängungseffekt aufgrund der Zunahme von Grünalgen interpretiert wurde.

6 Bewertungssysteme für die Qualitätskomponenten Makroalgen und Angiospermen

Für die Qualitätskomponente „Großalgen und Angiospermen“ wurden für die Umsetzung der WRRL in einigen Mitgliedsstaaten bereits verschiedene Bewertungssysteme entworfen. Tabelle 10 gibt einen Überblick über die Bewertungskriterien, die in den verschiedenen Bewertungssystemen Anwendung finden. Fast alle Systeme sind als additive Kombination mehrerer Qualitätsmerkmale aufgebaut. Daneben gibt es aber auch Bewertungs-Methoden, die auf nur einem Merkmal oder auf der Berechnung eines Indexes beruhen. Auf den ersten Blick wird deutlich, dass die Liste der in Betracht gezogenen Kriterien zwar überschaubar bleibt, die Übereinstimmung zwischen den einzelnen Bewertungssystemen jedoch nicht besonders hoch ist und zum Teil sogar explizite Widersprüche bestehen. Dies ist darin begründet, dass die Systeme für verschiedene Küsten- bzw. Gewässertypen und auf sehr unterschiedlicher Datenbasis entwickelt wurden. Dies ist auch der Grund, weshalb eine eins-zu-eins Adaption eines bestehenden Bewertungssystems für die niedersächsische Küste nicht möglich sein wird. Gleichwohl lassen sich einzelne Grundbausteine verschiedener Systeme auf dieses Gebiet übertragen, so dass eine weitgehende Harmonisierung der Methoden erreichbar scheint.

6.1 Indexbasierte Methoden

Eine verbreitete Methode die ökologische Qualität einer Tier- oder Pflanzengemeinschaft zu bestimmen ist die Berechnung von Indizes auf Grundlage von Anzahl, Abundanzen und evtl. ökologischer Bewertung der vorgefundenen Arten. Als einfachste Variante ist hier die Bestimmung von Diversitätsindizes zu nennen bspw. der „Shannon-Wiener-Index“. Aber auch neuere Indizes wie „taxonomic distinctness“ (WARWICK & CLARKE 2001) als Maß für die Biodiversität oder der „AMBI“ als Indikator für die ökologische Qualität von Makrozoobenthos-Gemeinschaften (BORJA et al. 2000) sind als Messgrößen für den Zustand von Gewässern gebräuchlich.

Im Zuge der Implementierung der Wasserrahmenrichtlinie liegt es nahe, auch für die Ermittlung von Qualitätsstufen der einzelnen Komponenten solche Indizes zu nutzen bzw. neu zu entwickeln. Im folgenden werden zwei Methoden vorgestellt, die zur Zeit für die Bewertung von Makrophytengesellschaften im Gespräch sind.

Tab. 10: Übersicht über die vorgeschlagenen Bewertungskriterien in verschiedenen Klassifizierungssystemen für marine Makroalgen.

X = empfohlen; (X)= „unter Vorbehalt“ empfohlen; n = ausdrücklich abgeraten

| Qualitätskomponente Makroalgen und Angiospermen | WILKINSON & WOOD 2005 | | ORFRANDIS et al. 2001 PANAYOTIDIS et al. 2004 | | HEIBER et al. 2004 | | JONG 2005 | | FODEN 2005b | | SCHANZ & REISE 2005 | | WELLS 2004 a,b | | BARTSCH & KUHLENKAMP 2004 | |
|---|-----------------------|-------|--|------------------|--------------------|------------------|-----------|-------|-------------|-------|---------------------|-------|----------------|-------|------------------------------|-------|
| | Staat | | | | | | | | | | | | | | | |
| Substrat | GB | GR | D | NL | GB | D | GB | D | GB | D | GB | D | GB | D | GB | D |
| Fels | • | • | | | | | | | | | | | • | • | | |
| Künstl. Hartsubstrate | • | | | (•) ² | | | | | | | | | | | | • |
| Sediment | | | • | • | • | • | • | • | • | • | • | • | • | • | • | • |
| Höhen-Zone | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Eulitoral | • | • | • | • | • | • | • | • | • | • | • | • | • | • | • | • |
| Sublitoral | | • | • | • | • | • | • | • | • | • | • | • | • | • | • | • |
| Gewässer Kategorie | Ästuar | Küste | Ästuar | Küste | Ästuar | Küste | Ästuar | Küste | Ästuar | Küste | Ästuar | Küste | Küste | Küste | Küste | Küste |
| Arten | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Artenspektrum | n | | | X | | (X) ² | | | | | | X | n | X | | X |
| Artenzahl | | | | | | | | | | | | | X | X | | X |
| Anteil Grünalgen | | | | | | | | | | | | | X | X | | X |
| Anteil Rotalgen | | | | (X) | | | | | | | | | X | X | | X |
| Anteil Opportunisten | | | | X | n | | | | | | | | X | X | | X |
| EEl (ESG-1/ESG-2) auf Artenzahlniveau ¹ | | | | | | | | | | | | | X | | | |
| Rot-/Grün-/Braunalgen | | | | | | | | | | | | X | | | | |
| Anzahl seltene Arten | | | | | | | | | | | | | | | | X |
| Anzahl Neophyten | | | | (X) | | | | | | | | | | | | |
| Abundanz/Mächtigkeit | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Fläche u. Bedeckung Opport. Grünalgen | | | | X | | X | X | X | X | X | X | X | | | | X |
| Fläche u. Bedeckung <i>Fucus</i> -Gesellschaften | | | | (X) | n | | | | | | | X | | | | X |
| Entwicklung <i>Laminaria</i> -Gürtel | | | | | | | | | | | | | | | | X |
| EEl (ESG1/ESG) auf Abundanzniveau ¹ | | X | X | X | n | | | | | | | | | | | |
| Fläche <i>Vaucheria</i> -Bestände | | | | | (X) | | | | | | | | | | | |
| Biomasse Opport. Grünalgen | | | | (X) | | | | | X | X | | | | | | |
| Fläche u./od. Bedeckung <i>Zostera</i> sp. | | | | X | n | X | | | | | | | | | | |
| Biomasse <i>Zostera</i> sp. | | | | | | | | | | | | X | | | | |
| Effekte | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Schäden durch opport. Makroalgen | | | | | | X | X | X | X | X | | | | | | |
| Besiedlungsgrenzen | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Tiefe v. Rot- u. Braunalgen | | | | (X) | n | | | | | | | X | | | | X |
| Tiefengrenze Seegras | | | | X | | | | | | | | X | | | | |
| Salinitäts-Grenze Fucaceen | X | | | | n | | | | | | | | | | | |
| Sonstige | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Vitalität des Seegräser (Aufwuchs etc.) | | | | | | X | X | | | | | X | | | | |
| Zunahme v. <i>Mytilus</i> auf Hartsubstrat | | | | | | | | | | | | | | | | X |

1) EEl = Ecological Evaluation Index (ORFRANDIS et al. 2001): die Arten werden den „Ecological Status Groups EEG-1 (mehrjährige Arten späterer Sukzessionsstadien incl. *Zostera*) und EEG-2 (einjährige, schnellwüchsige Arten, Opportunisten) zugeordnet und das Verhältnis beider Gruppen zueinander bestimmt. (siehe 6.1.2)

2) nur bei Seegras

6.1.1 Der Standorttypieindex STI

Der Standorttypieindex ist ein in Mecklenburg-Vorpommern entwickeltes typspezifisches Bewertungsverfahren für Fließgewässer. Das Verfahren nutzt drei verschiedene Indizes: einen Makrophytenindex (STI-Makrophyten), einen Köcherfliegenindex (STI-Trichopteren) und einen Schmetterlingsindex (STI-Lepidopteren).

Der STI-Makrophyten (STI_M) wurde von STILLER (2005) für die Anwendung in der Tideelbe angepasst. Als theoretische Grundlage des STI gilt zunächst die Annahme, dass unter naturnahen Bedingungen in einem Gewässer die Arten verschiedener ökologischer Kategorien in einem annähernd stabilen Verhältnis zueinander vorkommen. Das gilt sowohl für das Artenspektrum als auch für die Abundanzverhältnisse. Ferner wird die Besiedlungsstruktur mit den Zusatzkriterien wie „Ausdehnung“, „Vegetationszonierung“ und „Vitalität“ in die Bewertung einbezogen. Um den STI für einen Wasserkörper anwenden zu können, sind folgende Informationen über die ökologische Situation (Referenz und aktuell) nötig:

- Artenliste mit Einstufung der Arten in 4 ökologische Kategorien:
 - 1 allochtone bzw. eurytope Arten, die überwiegend in gestörten Biozönosen,
 - 2 Eurytope Arten, die in naturnahen und gestörten Biozönosen,
 - 3 Eury- und stenotope Arten, die überwiegend in naturnahen Biozönosen,
 - 4 Stenotope Arten, die nur in naturnahen Biozönosen mit hoher Vitalität auftreten
- Bedeckungsanteile der Arten verschiedener Kategorien
- Ermittlung der Besiedlungsstruktur (z.B. Ausdehnung, Vegetationszonierung, Vitalität)

Für die Berechnung des STI_M werden für die prozentualen Deckungsanteile der einzelnen Artenkategorien die sogenannten K_{DA} -Werte aus einer Matrix ermittelt (LUNG (LANDESAMT FÜR UMWELT 2002). Weiter wird für die erfasste Besiedlungsstruktur ein Faktor errechnet (STILLER 2005).

Der STI_M wird nach folgender Formel berechnet:

$$STI_M = Bs \frac{\sum K_{DA}}{nK}$$

mit:

- Bs = Besiedlungsstruktur des Gewässerabschnitts (Bs-Fakto; max. 0,25 - 1)
- K_{DA} -Wert = ermittelt nach dem Deckungsanteil der Arten aus 4 ökologischen Kategorien an der Gesamtbesiedlung
- nK = Anzahl der vorkommenden ökologischen Kategorien (1 - 4)

Je höher die Deckungsanteile mit Arten der Kategorie anspruchsvollerer Arten ist, bzw. je geringer der Anteil allochtoner Arten, umso höher fällt der K_{DA} -Wert aus, der dann mit dem Faktor für die Besiedlungsstruktur multipliziert wird.

In einer vorläufigen Bewertungsmatrix für die Makrophyten der Tideelbe unterscheidet STILLER (2005) zwischen limnischen, marinen und brackigen Flussabschnitten. Dabei ist die Matrix für marine und limnische Abschnitte gleich, während im Brackwasserabschnitt durchweg niedrigere STI-Werte für die einzelnen Qualitätsklassen ausreichen (Tab. 11).

Tab. 11: Vorläufige Klassifizierung des „STI-Makrophyten“ für die Tideelbe nach Stiller (2005)

| Ökologische Zustands-/ Potenzial-Klasse gemäß WRRL | sehr gut | gut | mäßig | unbefriedigend | schlecht |
|--|----------|-------------|------------|----------------|----------|
| Süß- & Salzwasser-Abschnitte | 10,0 | <10,0 – 7,5 | <7,5 – 5,0 | <5,0 – 2,5 | <2,5 |
| Brackwasser-Abschnitte | 8,0 | <8,0 – 6,0 | <6,0 – 4,0 | <4,0 – 2,0 | <2,0 |

STILLER (2005) bezieht bei der Bewertung der Makrophyten der Tideelbe (Gewässerkategorien: Übergangsgewässer und Fluss bzw. erheblich veränderter WK) keine Algenarten bzw. Algengesellschaften und keine Seegrassbestände ein, da diese nach ihrem Dafürhalten im Übergangsgewässer bzw. Fluss nicht die vorherrschende Gruppe innerhalb der Gewässerflora darstellen.

Beurteilung und Empfehlung: Die Anwendung des STI in einem Wasserkörper ist nur dann möglich und sinnvoll, wenn eine ausreichende Datenbasis über die Referenzverhältnisse bzgl. Artenspektrum und Vegetationszonierung vorliegt. Ferner ist erst dann mit aussagekräftigen Ergebnissen zu rechnen, wenn die Referenz eine relativ hohe Biodiversität mit ausreichendem Anteil an Arten der Kategorien 3 und 4 aufweist, so dass eine evtl. Zunahme eurytoper Arten bei sich verschlechternder Wassergüte zuverlässig feststellbar wird. Im Hinblick auf die Angiospermenvegetation an den Uferzonen (Röhrichte, Hochstaudenfluren, Salzwiesen) ist dies sowohl in Küsten- als auch in Übergangsgewässern der Fall, so dass eine Anwendung des STI_M bei entsprechender Anpassung der Artenlisten und Struktur-faktoren hier möglich erscheint. Dass die Biodiversität der Makroalgen-Gesellschaften, die auf natürlichen Substraten in Küsten- und Übergangsgewässern der deutschen Nordseeküste angetroffen werden können, hingegen ausreicht, ist fraglich. Für eine Zuordnung der Algenarten zu 4 Kategorien fehlen die entsprechenden autökologischen Informationen. Im Übergangsgewässer und auch im Eulitoral der Küstengewässer ist die Dominanz eurytoper Algenarten (z.B. einjährige Grünalgen) von Natur aus hoch (vgl. 6.1.2), so dass es entsprechend schwierig ist, eine weitere Verschiebung des Artenspektrums in diese Richtung zu erkennen. Deshalb wird eine Adaption des STI auf die Komponenten Makroalgen und marine Angiospermen nicht empfohlen.

6.1.2 Der „ecological evaluation index“ EEI

Speziell für die Beurteilung der marinen Makrophyten im Zusammenhang mit der Wasserrahmenrichtlinie wurde der „Ecological Evaluation Index“ (EEI) entwickelt (ORFRANDIS et al. 2001). Ähnlich wie der STI (s.o.) beruht der EEI auf der Erfassung des Mengenverhältnisses von Algen verschiedener ökologischer Kategorien, wobei der EEI nur zwei Kategorien (Ecological Status Groups ESG) unterscheidet. Die Zuordnung der einzelnen Algenarten zu den ESG erfolgt weitgehend anhand von Wuchsform, Produktivität und Dauer des Lebenszyklus. Kurzlebige (einjährige), hochproduktive Arten mit einfachen Wuchsformen (z. B. *Enteromorpha*, *Chaetomorpha*, *Porphyra* u.a.) zählen zur Gruppe ESG-2, perennierende Arten späterer Sukzessionsstadien mit verdicktem oder kalkhaltigem Thallus und geringer Produktionsrate (z. B. *Laminaria*, *Fucus*, *Ascophyllum*) sowie Seegräser werden der Gruppe ESG-1 zugeordnet. Dem Konzept des EEI liegt die Annahme zugrunde, dass sich das Artenspektrum bzw. die Abundanz der verschiedenen Makroalgen-Arten bei Verschlechterung der Wasserqualität in Richtung einer Abnahme von perennierenden Arten (ESG-1) und einer Zunahme von opportunistischen Arten (ESG-2) verändert. Für die Ermittlung des EEI muss auf einer Probenfläche der jeweilige Bedeckungsgrad (% der Fläche) von Algen beider Gruppen ermittelt werden. Aus dem Gesamtbedeckungsgrad und dem Verhältnis der beiden Artengruppen zueinander kann der EEI dann aus einer

Matrix abgelesen werden. In einem weiteren Schritt erfolgt die Zuordnung des EEI zu einer entsprechenden Stufe der Qualität nach WRRL. In abgewandelter Form kann der EEI auch auf Grundlage der Artenzahlen oder Biomasse der beiden ESG ermittelt werden (WELLS 2004 a, b).

Beurteilung und Empfehlung: Der EEI wurde für einen Lebensraum entwickelt, der natürlicherweise eine ausdauernde Algenflora oder stabile Seegraswiesen beherbergt. So wird bei ORFRANDIS et al. (2001) ein Wasserkörper nur dann als „gut“ bewertet, wenn über 30% des Substrats mit perennierenden Algen bzw. Seegräsern (ESG-1) bedeckt ist. Der Referenzzustand „sehr gut“ wird nur bei über 60% Bedeckung mit Arten der Gruppe ESG-1 erreicht. Ein derartiger Bedeckungsgrad mit perennierenden Makrophyten kann im deutschen Wattenmeer außerhalb von Seegraswiesen bestenfalls auf biogenen und/oder künstlichen Hartsubstraten als „natürlich“ bezeichnet werden. Von den ca. 120 Makroalgen-Arten, die seit 1818 im Gebiet der deutschen Wattenmeerküste mit einiger Sicherheit nachgewiesen wurden, gehören nur ca. 22 der Gruppe ESG-1 an (vgl. Tab. 7). Insgesamt gesehen sind Arten der Gruppe ESG-2 an Anzahl, Stetigkeit und Abundanz deutlich überlegen. Lediglich an biogenen und/oder künstlichen Hartsubstraten können Arten der Gruppe ESG-1 (z.B. *Fucus*) dominieren. Reine Sedimentstandorte tragen auch unter natürlichen Bedingungen keinerlei mehrjährige Algenflora, hier wird die Gruppe ESG-1 nur durch Seegräser vertreten. Um das Konzept des EEI an der deutschen Wattenmeerküste umzusetzen, fehlen zudem streng quantitative Untersuchungen der Algenflora an den verschiedenen Biotopen. Es gibt zwar Indizien für eine Verarmung bzw. Verschiebung des Artenspektrums der Makroalgen (vgl. 4.2), die tatsächlichen „natürlichen“ Zahlenverhältnisse zwischen den Artengruppen (Abundanz, Biomasse oder Artenzahl) an einzelnen Standorten lassen sich jedoch aus den vorliegenden kumulativen Artenlisten weder für den historischen (Referenz) noch für den aktuellen Zustand quantifizieren. Zur Zeit kann deshalb der EEI nicht für eine Bewertung der Makrophyten im Untersuchungsgebiet herangezogen werden. In den Kapiteln 6.2.1.1 und 6.2.2.1 werden Vorschläge für die Bewertung des Artenspektrums von Angiospermen bzw. Großalgen innerhalb kombinierter Bewertungssysteme gemacht.

6.2 Kombinierte Methoden

Die meisten vorliegenden Bewertungssysteme für Großalgen und Angiospermen sind als additive Kombination verschiedener Bewertungskriterien gestaltet. Im Folgenden werden der Einsatz dieser verschiedenen Bewertungskriterien im einzelnen diskutiert und Schlussfolgerungen für die Anwendung in den niedersächsischen Küsten- und Übergangsgewässern vorgestellt.

6.2.1 Qualitätsparameter für Angiospermen

Die einzigen potentiell im Gebiet vorkommenden Angiospermen sind die Seegräser *Zostera marina* und *Z. noltii* sowie evtl. die Salde *Ruppia* sp.. *Z. marina* erscheint im Eulitoral als schmalblättrige Wuchsform („flexible type“; „*Z. m. angustifolia*“) und Sublitoral als breitblättrige Form („robust type“). Bei den vorliegenden Bewertungssystemen besteht Übereinstimmung dahingehend, dass die *Zostera*-Arten als „störungsempfindlich“ im Sinne der WRRL einzustufen sind. Als Qualitätsparameter von Seegras-Vorkommen werden verschiedene Messgrößen vorgeschlagen, die jeweils in Kombination angewendet werden sollen (Tab. 12).

6.2.1.1 Artenspektrum von Angiospermen

Bei der taxonomischen Einordnung der Seegräser herrscht auch zwischen den verschiedenen Autoren von Bewertungssystemen Uneinigkeit. SCHANZ & REISE (2005) gehen von zwei Arten aus (*Zostera marina* und *Z. noltii*). De JONG (2005) stimmt damit überein, wobei er *Z. marina* in zwei „Unterarten“ bzw. „Varietäten“ aufteilt (eulitoral und sublitoral) jedoch anmerkt, dass es nicht geklärt sei, ob es zwei Arten, Unterarten oder Varietäten sind. Meist werden die beiden Formen als verschiedene „Wuchsformen“ betrachtet: die „flexible“ oder „schmalblättrige“ Form im Eulitoral und die „robuste“ oder „breitblättrige“ Form im Sublitoral (KATWIJK 2003). FODEN (2005a) betrachtet diese beiden Formen von *Zostera marina* als getrennte Arten: *Z. angustifolia* (eulitoral) und *Z. marina* (sublitoral). Darüber hinaus bezieht sie *Ruppia* sp. als sublitorale Art in das Bewertungsschema ein. So können bei ihrem Schema sowohl im Eulitoral als auch im Sublitoral jeweils maximal zwei Arten vorkommen (im WK maximal 4). Nur zwei der vorliegenden Bewertungssysteme stellen für die taxonomische Zusammensetzung von Angiospermen eine separate Bewertungsmatrix auf. Bei ORFRANDIS et al. (2001) wird *Zostera* als eine von mehreren Makrophytenarten der „Ecological Status Group 1“ zugeordnet und zusammen mit Makroalgen zur Berechnung eines Gesamt-Indexes für marine Flora herangezogen (s. 6.1.2). Die vorgeschlagenen Bewertungsmatrices für die taxonomische Zusammensetzung mariner Angiospermen sind in Tabelle 13 dargestellt.

Tab. 12: Übersicht über die vorgeschlagenen Qualitätsparameter für Angiospermen

| Qualitätsparameter Angiospermen (Seegras) | HEIBER et al. 2004 | SCHANZ & REISE 2005 | JONG 2005 | FODEN 2005a |
|--|--------------------|---------------------|-----------|-------------|
| Artenspektrum | | | | |
| Taxonomische Zusammensetzung | X | | X | X |
| Abundanz | | | | |
| Fläche | X | X | X | X |
| Bedeckungsgrad, Besiedlungsdichte | | X | X | X |
| Biomasse | | | | |
| | | X | | |
| Vitalität | | | | |
| Trend der Flächenentwicklung | | | X | |
| Ausmaß der Epiphyten-Bedeckung | | (X) | (X) | |
| Blütenbildung | | | (X) | |
| Verhältnis einjähriger/mehrjähriger Bestände | | | (X) | |
| Besiedlungsgrenzen | | | | |
| Tiefenverbreitung | X | X | | |

Tab. 13: Qualitätsmerkmal „Artenspektrum mariner Angiospermen“ : Bewertungsvorschläge verschiedener Autoren.

| Quelle | Referenz | Gut | Mäßig | unbefriedigend | schlecht |
|--------------|---|--|---|---------------------|----------|
| Vorgabe WRRL | Alle störungsempfindlichen Angiospermentaxa, die bei Abwesenheit störender Einflüsse vorzufinden sind, sind vorhanden | Die meisten störungsempfindlichen Angiospermentaxa, die bei Abwesenheit störender Einflüsse vorzufinden sind, sind vorhanden | Es fehlt eine mäßige Zahl störungsempfindlichen Angiospermentaxa, die bei Abwesenheit störender Einflüsse vorzufinden sind. | k.A. | |
| FODEN 2005a | GB | Keine Art von maximal 4 fehlt | 1 Art fehlt | Verlust aller Arten | |
| JONG 2005 | NL | Zwei Arten vorhanden | Eine Art Vorhanden | Verlust aller Arten | |

Beurteilung und Empfehlung: Es ist schwierig, die Vorgabe der WRRL auf eine so geringe Artenzahl je Wasserkörper anzuwenden. Für das Bearbeitungsgebiet muss letztlich entschieden werden, ob bei dem Vorhandensein einer von zwei Arten noch „die meisten Arten vorhanden sind“ oder aber „eine mäßige Zahl fehlt“. Ich schließe mich der Auffassung von FODEN (GB) an (siehe Tab. 13), die für Referenz und „guten Zustand“ das gesamte Artenspektrum fordert. Fehlt eine Art wird die Qualität als „mäßig“ bewertet, fehlen alle Arten so ist die Qualitätsstufe „unbefriedigend“. Nach FODEN würde aber der Verlust einer mono-spezifischen Besiedlung – z.B. sublitorale Seegraswiese - einen Bewertungssprung von „sehr gut“ auf „unbefriedigend“ bewirken. Deshalb schlage ich vor, für Wasserkörper die nur sublitoralen Seegraswiesen ein potentiell Habitat bieten, eine separate Bewertungs-Skala anzuwenden (Tab. 14).

Gegenwärtig wird davon ausgegangen, dass die schmalblättrige Wuchsform von *Zostera marina*, die zur Zeit nur zerstreut das Eulitoral besiedelt, unter guten Bedingungen auch das Sublitoral kolonisieren könnte. Ob dies tatsächlich der Fall ist, sollte in speziellen Untersuchungen geklärt werden. Falls sich herausstellen sollte, dass die schmalblättrige Form von *Z. marina* im Sublitoral sich auch unter guten Bedingungen nicht dauerhaft ansiedeln lässt, muss das Bewertungsschema evtl. überarbeitet werden.

Das Vorkommen von *Ruppia* sp. kann wegen fehlender Datengrundlagen an den niedersächsischen Küsten vorerst nicht bewertet werden.

Tab. 14: Qualitätsmerkmal „Artenspektrum mariner Angiospermen“ : Vorschlag für eine Bewertung in Küsten- und Übergangsgewässern Niedersachsens.

| Wasserkörper | Referenz | Gut | Mäßig | unbefriedigend | schlecht |
|---|---|-----------------|-----------------|---------------------|----------|
| WK mit der Potenz für sublitorale Seegraswiesen | <i>Zostera marina</i> kommt vor | | Verlust der Art | | |
| WK mit der Potenz für sublitorale und eulitorale Seegraswiesen bzw. Zwegseegraswiesen | <i>Zostera marina</i> und <i>Z. noltii</i> kommen vor | keine Art fehlt | eine Art fehlt | Verlust aller Arten | |

6.2.1.2 Abundanz mariner Angiospermen

Als Messgrößen für die Abundanz von Angiospermen – hier Seegräsern – werden die Parameter Flächenausdehnung und Besiedlungsdichte (Bedeckungsgrad) diskutiert.

Ausdehnung der Seegrasbestände

Das Ausmaß der von Seegräsern bewachsenen Fläche wird in allen betrachteten Bewertungssystemen als Qualitätsmerkmal für marine Angiospermen vorgeschlagen (Tab. 12). Unterschiede der verschiedenen Bewertungssysteme bestehen aber zum Einen in der Bestimmung des Referenzwertes und zum Anderen in der Grenzwertbestimmung für die Bewertungsmatrix (Tab. 15). Während FODEN (2005a, für GB) den Referenzwert mit der maximal tatsächlich ermittelten Ausdehnung gleichsetzt, wird bei de JONG (2005, für NL) der Referenzwert aus einer Kombination von bekannter optimaler Ausdehnung und modellierter potentieller Ausdehnung für jeden Wasserkörper konstruiert. Für das nordfriesische Watt wird nach Recherche historischer Daten von SCHANZ & REISE (2005) ein Referenzwert von ca. 1 km² je km Küstenlänge als potentielles Maximum beziffert (250-300 km²). Um die Qualität „gut“ noch zu erreichen, akzeptiert FODEN (2005a) einen Verlust von bis zu 30% des Referenzwertes. Bei de JONG (2005) und SCHANZ & REISE (2005) ist der obere Grenzwert dieser Kategorie erst bei einem Verlust von 40% des Referenzwertes überschritten. Größere Unterschiede liegen bei der Obergrenze der Qualität „mäßig“ vor. Hier stehen die Werte von 50% Verlust (FODEN 2005a, JONG 2005) einem Wert von 80% Verlust (SCHANZ & REISE 2005) gegenüber. Für die Situation an der niedersächsischen Küste hatten HEIBER et al. (2004) einen Flächenverlust von ca. 77% vorläufig als „Mäßiger Zustand (und schlechter)“ eingestuft.

Beurteilung und Empfehlung: Bei allen Autoren, die ein Bewertungssystem für die Ausdehnung von Seegrasbeständen vorschlagen, besteht Einigkeit darüber, dass der Referenzwert für jeden Wasserkörper separat festgelegt werden muss. Dieser Referenzwert wird als absoluter Wert in ha bzw. km² angegeben (nicht in % etwa des Wasserkörpers oder der Wattfläche). Da für die historische Ausdehnung der Seegraswiesen (vor dem Seegrassterben um 1930) keine verlässlichen Daten vorliegen, muss für die Bestimmung der Referenzwerte für die Wasserkörper im Bearbeitungsgebiet Weser/Elbe auf Erhebungen aus den 50er Jahren und später zurückgegriffen werden. Hier sollte jeweils das jemals ermittelte Ausdehnungs-Maximum der Bestände als Referenz gelten (vgl. FODEN 2005a). Diese Vorgehensweise beinhaltet die Möglichkeit, dass der Referenzwert nach oben korrigiert wird, falls die Bestände über das bisher bekannte Maximum hinaus anwachsen. Eine andere Möglichkeit, den Referenzwert zu bestimmen, wäre evtl. eine Modellierung einer potentiellen Verbreitungskarte nach dem Vorbild der Niederlande DE JONG et al. (2005). Eine stark vereinfachte Variante der Modellierung ist die Berechnung eines Referenzwertes anhand der Küstenlänge (vgl. SCHANZ & REISE 2005).

Die natürliche Variabilität in der Ausdehnung von Seegrasbeständen beträgt nach KRAUSE-JENSEN et al. (2003; zitiert in FODEN 2005a) ca. 30%. Deshalb setzt FODEN 2005a einen Wert von bis zu 30% Verlust gegenüber dem Referenzwert als obersten Grenzwert für die Qualitätsstufe „gut“ ein. Da die natürliche Variabilität jedoch nicht als „Störungsanzeichen“ im Sinne der WRRL angesehen werden kann, ist dieser Wert m.E. zu niedrig angesetzt und daher ein oberer Grenzwert von 40% angemessen (vgl. JONG 2005 und SCHANZ & REISE 2005). Teilt man die restliche Bandbreite (40-100% Verlust) gleichmäßig in drei Kategorien auf, so ergibt sich die in Tabelle 16 vorgestellte Bewertungsmatrix. Ergänzend zur Bewertung eulitoral Seegrasbestände enthält diese Matrix auch eine zunächst vereinfachte Klassifizierung von sublitoral Beständen.

Tab. 15: Qualitätsmerkmal „Ausdehnung der Seegrasbestände“ : Bewertungsvorschläge verschiedener Autoren.

| Quelle | Referenz | Gut | Mäßig | unbefriedigend | schlecht |
|-------------------------------|--|---|--|--|---------------|
| Vorgabe WRRL (Küstengewässer) | Die Werte für die Abundanz der Angiospermen entsprechen den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse | Die Werte für die Abundanz der Angiospermen zeigen Störungsanzeichen. | Die Abundanz der Angiospermen sind mäßig gestört, was dazu führen kann, dass das Gleichgewicht der in dem Gewässer vorhandenen Organismen in unerwünschter Weise gestört wird. | k.A. | |
| FODEN 2005a | GB kein Verlust in der Flächenausdehnung – stabil auf der maximalen Ausdehnung (innerhalb natürlicher Variabilität) | <30% Verlust des bisher festgestellten Maximums | 30-50% Verlust | 50-70% Verlust | >70% Verlust |
| JONG 2005 | NL potentiell mögliche Ausdehnung (Watt 250 ha) (Ems-Dollart 100 ha) | <40% Verlust in Bezug auf die potentiell mögliche Ausdehnung | 40-55 % Verlust | 55-70% Verlust | > 70% Verlust |
| SCHANZ & REISE 2005 | D 100% (250-300 km ² im nordfriesischen Watt) | <40% Verlust | 40-80% Verlust | 80-90% Verlust | > 90% Verlust |
| HEIBER et al. 2004 | D 100% (35 km ² im niedersächsischen Watt) | | | 8 km ² (entspr. ca. 77 % Verlust) | |

Tab. 16: Qualitätsmerkmal „Ausdehnung der Seegrasbestände“ : Vorschlag für eine Bewertung in Küsten- und Übergangsgewässern Niedersachsens.

| Qualitätsmerkmal | Referenz | gut | mäßig | unbefriedigend | schlecht |
|--|---|---|---|------------------------|------------------------|
| Ausdehnung der Seegrasbestände im Eulitoral | „historische“ Referenz +/- natürliche Variabilität | leichtes Überschreiten der natürlichen Variabilität | deutliches Überschreiten der natürlichen Variabilität | starker Flächenverlust | drohender Totalverlust |
| | größte je ermittelte Ausdehnung (=100%) mit Abweichungen bis <30% | 30 - <40% Verlust | 40 - <60% Verlust | 60-80% Verlust | >80% Verlust |
| Ausdehnung der Seegrasbestände im Sublitoral | Seegras unterhalb MTNW vorhanden | | Seegras im Sublitoral fehlt | | |

Um diese Matrix anwenden zu können, müssen Referenz und aktuelle Ausdehnung der Seegrasbestände für jeden Wasserkörper getrennt ermittelt werden. Dabei werden nur Bestände mit >5% Bedeckungsgrad berücksichtigt (vgl. ADOLPH et al. 2003; JONG 2005). Es sei ausdrücklich darauf hingewiesen, dass die Klassifizierung auf der Annahme einer natürlichen Variabilität von 30% beruht (s.o). Durch investigatives Monitoring sollte überprüft werden, ob dieser Wert für das Bearbeitungsgebiet abgesichert werden kann. Andernfalls müssen die Klassengrenzen sinngemäß angepasst werden.

Dichte/Bedeckungsgrad innerhalb der Seegrasbestände

Auch die Dichte der Seegrasbestände wird in allen betrachteten Bewertungssystemen als Qualitätsmerkmal für marine Angiospermen vorgeschlagen (Tab. 12). Sie wird als Bedeckungsgrad in % der Fläche des Bestandes angegeben. Dabei gibt es aber ganz unterschiedliche Ansätze der Bewertung (Tab. 17). FODEN (2005a) setzt wie bei der Flächenausdehnung einen Referenzwert ein (maximal festgestellte Dichte eines Bestandes) und klassifiziert die negative Abweichung von diesem Wert in gleicher Weise wie den Flächenverlust. De JONG (2005) und SCHANZ & REISE (2005) gehen von einem für Seegras optimalen Dichtewert aus und bewerten die aktuell vorgefundene Dichte direkt – also nicht im Vergleich mit einer historischen Referenz. De JONG (2005) stellt darüber hinaus für beide Arten (*Z. noltii* und *Z. marina*) getrennte Klassifizierungen auf, da *Z. noltii* unter optimalen Bedingungen dichtere Bestände ausbildet als *Z. marina*. Dabei wurden die Klassengrenzen bei de JONG an die seit 1977 vorgefundenen Verhältnisse im niederländischen Watt angepasst.

Tab. 17: Qualitätsmerkmal „Dichte der Seegrasbestände“ : Bewertungsvorschläge verschiedener Autoren.

| Quelle | Referenz | Gut | Mäßig | unbefriedigend | schlecht | |
|----------------------------------|---|---|---|--|---|--------------|
| beide Arten | | | | | | |
| Vorgabe WRRL | Die Werte für die Abundanz der Angiospermen entsprechen den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse | Die Werte für die Abundanz der Angiospermen zeigen Störungsanzeichen. | Die Abundanz der Angiospermen ist mäßig gestört, was dazu führen kann, dass das Gleichgewicht der in dem Gewässer vorhandenen Organismen in unerwünschter Weise gestört wird. | | | |
| FODEN 2005a | GB | <30% Dichteverlust gegenüber Referenz (bei 5-Jahres-Mittel: <15% Verlust) | <50% Verlust (bei 5-Jahres-Mittel: 12-25% Verlust) | <70% Verlust (bei 5-Jahres-Mittel: 26-50% Verlust) | >70% Verlust (bei 5-Jahres-Mittel: > 50%) | |
| | | z.B. >85% | z.B. <85 - 60% | z.B. <60 – 40% | z.B. <40 - 25% | z.B. <25% |
| SCHANZ & REISE 2005 | D | ≥ 95% | <95 - 75% | <75 - 50% | <50 - 35% | <35% |
| nur <i>Zostera marina</i> | | | | | | |
| JONG 2005 | NL | ≥30% | <30 - 20% | <20 -10% | <10 - 5% | <5% |
| nur <i>Zostera noltii</i> | | | | | | |
| JONG 2005 | NL | ≥60% | <60 - 40% | <40 -30% | <30 - 20% | <20% |

Tab. 18: Dichteklassen im niedersächsischen Seegras-Monitoring (ADOLPH et al. 2003)

| Klasse | Bedeckungsgrad in % | Bezeichnung |
|--------|---------------------|---------------------------------|
| 1 | <1 | Einzelvorkommen |
| 2 | 1 - 5 | |
| 3 | 5 - 20 | „geschlossene“ Seegraswiesen |
| 4 | 20 - 60 | |
| 5 | 60 - 100 | |

Beurteilung und Empfehlung: Sowohl SCHANZ & REISE (2005) als auch de JONG (2005) implizieren in ihren Bewertungsvorschlägen, dass jede vorgefundene Abweichung der Seegrasdichte von einem Optimalwert durch menschliche Eingriffe hervorgerufen ist. Aber auch die natürlichen Bedingungen sind nicht immer ausreichend, um eine optimale Entwicklung von Seegraswiesen zu ermöglichen. De JONG (2005) wird dieser Tatsache indirekt dadurch gerecht, dass er den Optimalwert (Referenz) bereits an den im niederländischen Wattenmeer üblichen maximalen Bedeckungsgrad der beiden eulitoral *Zostera*-Arten angepasst hat, und sein System ist daher letztlich vergleichbar mit dem von FODEN (2005a; Die Klassengrenzen stimmen in etwa überein, wenn man bei FODEN eine historische Referenz von 85% einsetzt, und innerhalb des Referenzwertes die natürliche Variabilität von +/- 30% zulässt). Der von de JONG für *Z. noltii* eingesetzte Referenzwert von $\geq 60\%$ Bedeckung stimmt mit Klasse 5 der zur Zeit beim niedersächsischen Seegras-Monitoring angewendeten fünfstufigen Dichte-Skala überein (Tab. 18, ADOLPH et al. 2003). An der niedersächsischen Küste werden nur selten Seegras-Dichten von $>80\%$ erreicht, und Werte zwischen 100% und 60% Bedeckung entsprechen offenbar der natürlichen Variabilität in der Dichte einer intakten Seegraswiese im südlichen Wattenmeer. Die Klassengrenzen von SCHANZ & REISE (2005), die für die ausgedehnten und dichten Seegraswiesen im nordfriesischen Watt entwickelt wurden, können für das niedersächsische Wattenmeer nicht übernommen werden. So würden die meisten jemals im Bearbeitungsgebiet festgestellten Dichtewerte für Seegras (Dichte-Klasse 3-4) nach SCHANZ & REISE bestenfalls mit „mäßig“ bewertet (s. Daten in 7.1.3). Die Klassifizierungsmatrix von DE JONG hingegen ist auf die Verhältnisse im Bearbeitungsgebiet Weser/Elbe übertragbar. Woher die regionalen Unterschiede im Bedeckungsgrad von Seegraswiesen rühren, und ob sie wirklich vorwiegend natürliche Ursachen haben, ist nicht bekannt und müsste evtl. in weiteren Untersuchungen geklärt werden.

Bei einem Bedeckungsgrad von $<5\%$ (Klassen 2 und 1) wird allgemein nicht mehr von einer „Seegraswiese“ sondern von „Einzelbeständen“ gesprochen, deren Flächenausdehnung z.Zt. nicht erfasst wird. Offenbar haben sowohl SCHANZ & REISE (2005) als auch de JONG (2005) und FODEN (2005a) ihre Klassengrenzen so gewählt, dass solche Einzelbestände praktisch aus der Bewertung fallen (oder Bewertung: „schlecht“). Die in Tabelle 19 vorgestellte Bewertungsmatrix bezieht als Alternative die Einzelbestände voll ein und bewertet „geschlossene Bestände“ ($> 5\%$ Bedeckung) mindestens mit „mäßig“. Für reine *Z. marina* Bestände werden die Klassengrenzen in Anlehnung an de JONG (2005) etwas nach unten verschoben. Eine Bewertung von sublitoralen Beständen erfolgt vorerst nicht, da keine Daten vorliegen. Hier ist es nötig, mit weitergehenden Untersuchungen oder Forschungsprojekten eine entsprechende Datengrundlage zu schaffen.

Tab. 19: Qualitätsmerkmal „Dichte der Seegrasbestände“ : Vorschlag für eine Bewertung in Küsten- und Übergangsgewässern Niedersachsens

| Qualitätsmerkmal | Referenz | gut | mäßig | un-befriedigend | schlecht |
|------------------------------------|--|---|---|---|------------------------|
| Dichte der Seegrasbestände | „historische“ Referenz +/- natürliche Variabilität | leichtes Überschreiten der natürlichen Variabilität | deutliches Überschreiten der natürlichen Variabilität – die ökologischen Funktionen der Seegraswiese sind eingeschränkt | starker Dichteverlust - der Seegrasbestand erfüllt nicht mehr die ökologische Funktion einer Seegraswiese | drohender Totalverlust |
| <i>Z. noltii</i> und Mischbestände | ≥60% | <60 - 30% | <30 - 5% | <5% | <1% |
| <i>Z. marina</i> (Eulitoral) | ≥30% | <30 - 10 % | <10 – 5% | <5% | <1% |
| <i>Z. marina</i> (Sublitoral) | fehlende Datengrundlage | | | | |

6.2.1.3 Biomasse mariner Angiospermen

Bei SCHANZ & REISE (2005) wird auch die Biomasse der Seegräser („standing stock“) für die Klassifizierung der Seegrasbestände herangezogen. Dabei werden - wie beim Bedeckungsgrad - ein standortunabhängiger optimaler Referenzwert eingesetzt und geringere Werte den verschiedenen Qualitätsklassen zugeordnet (Tab. 20). Die Spannweiten der Klassen sind unterschiedlich groß und korrespondieren nicht linear mit den entsprechenden Bedeckungsgraden.

Tab. 20: Qualitätsmerkmal „Biomasse mariner Angiospermen“ : Bewertungsvorschlag für das nordfriesische Wattenmeer SCHANZ & REISE 2005 .

| Seegras Biomasse | Referenz | gut | mäßig | un-befriedigend | schlecht |
|---------------------|----------|-----------|----------|-----------------|----------|
| g C /m ² | 250 | 250 - 200 | 200 - 50 | 50 - 20 | < 20 |
| (Bedeckungsgrad) | (≥ 95%) | (≥ 75%) | (≥50%) | (≥35%) | (<35%) |

Beurteilung und Empfehlung: Der Referenzwert für die Biomasse von Seegraswiesen sollte ebenso wie der Bedeckungsgrad standortabhängig eingesetzt werden und sich nicht auf ein theoretisches Optimum stützen. Ferner sollte der Referenzwert für die Biomasse räumlich und zeitlich mit der Referenz für den Bedeckungsgrad übereinstimmen. Diese Anforderung schränkt die Nutzbarkeit der ohnehin unvollständigen historischen Daten weiter ein. Auch wenn das Verhältnis von Biomasse zur Besiedlungsdichte standortübergreifend nicht streng linear ist, so ist doch zumindest am jeweiligen Standort von einer starken Abhängigkeit dieser beiden Parameter auszugehen (de JONG pers. Mitteilung). Daher kann auf die Nutzung des Parameters „Biomasse mariner Angiospermen“ verzichtet werden.

6.2.1.4 Vitalität mariner Angiospermen

Im Zusammenhang mit der Bewertung von marinen Angiospermen werden auch verschiedene Vitalitätsparameter von Seegras als mögliche Qualitätsmerkmale diskutiert (z.B. JONG 2005). Dies sind zum Beispiel:

- das Ausmaß der Epiphyten-Bedeckung
- Ausmaß der Blütenbildung
- Verhältnis einjähriger/mehrjähriger Bestände

Bislang fehlen standardisierte Verfahren für die Erhebung solcher Werte ebenso wie entsprechende Datengrundlagen zur Kalibrierung der Ergebnisse. De JONG 2005 schlägt deshalb vor, den Trend der Flächenentwicklung der Seegrasbestände als Effekt der Vitalität in die Bewertung zu nehmen.

Beurteilung und Empfehlung: Die Vitalität von Tieren und Pflanzen in der Natur schlägt sich langfristig in ihrem Reproduktionserfolg und ihrer Populationsentwicklung nieder. Durch die Überwachung der Bestandsgrößen wird deshalb indirekt auch die Vitalität der Populationen überwacht. Eine zusätzliche Bewertung der Vitalität ist daher m. E. nicht erforderlich. Gleichwohl sollten innerhalb der Monitoringuntersuchungen auch Vitalitätsparameter erhoben werden, um sie ggf. als Warnsignale für die Prognose von Entwicklungen zu nutzen.

6.2.1.5 Besiedlungsgrenzen mariner Angiospermen

Da die Tiefenverbreitung von *Zostera marina* generell lichtlimitiert ist, und durch die zunehmende Wassertrübung z.B. infolge von Eutrophierung oder Dredgefischerei tendenziell abnimmt (vgl. 4.1, Tab. 6) schlagen sowohl HEIBER et al. (2004) als auch SCHANZ & REISE (2005) die vertikale Verbreitungsgrenze sublitoraler Seegrasbestände als Qualitätsparameter für die WRRL vor. Die Tiefenverbreitungsgrenze von *Zostera* ist vor allem in solchen Wasserkörpern als Messgröße empfohlen, in denen stabile, sublitorale Bestände vorhanden sind, wie z.B. an der Ostsee (KRAUSE 1951, SCHORIES et al. 2004). KRAUSE-JENSEN et al. (2005) machen darüber hinaus deutlich, dass eine belastbare Beurteilung der aktuellen Situation nur im Vergleich mit standortspezifischen Referenzwerten möglich ist.

Beurteilung und Empfehlung: Über die Tiefengrenze der bis ca. 1930 entlang der Wattenmeer Küste vorkommenden sublitoralen Seegrasbestände lag bei ca. 3 - 4 m (GOOR 1921, WOHLBERG 1935). Genauere Angaben über Lage, Ausdehnung und Tiefengrenzen für das Bearbeitungsgebiet Weser/Elbe als mögliche Referenzwerte fehlen ganz. Zur Zeit sind an der deutschen Wattenmeerküste keine sublitoralen Vorkommen von *Zostera marina* bekannt (vgl. 5.3.1). Deshalb kann eine differenzierte Bewertung der Tiefengrenze im Sublitoral vorerst nicht erfolgen.

6.2.2 Qualitätsparameter für Makroalgen

Für die Bewertung von Makroalgen werden von verschiedenen Autoren eine ganze Reihe Qualitätsparameter vorgeschlagen (Tab. 10). Sie sollen die Veränderungen von Artenzusammensetzung und Dominanzverhältnissen in den Algenbiotopen quantifizieren, die bei einer Verminderung der Wasserqualität zu beobachten bzw. zu erwarten sind. Dabei besteht ein weitgehender Konsens darüber, welcher Art diese Veränderungen sind:

- Zunahme opportunistischer Grünalgen bis hin zur Massenentwicklung und Schädigung der Infauna,
- Rückgang perennierender Arten (Rot- und Braunalgen),
- Verminderung der Tiefengrenze bei Rot- und Braunalgen.

Im folgenden Abschnitt werden verschiedenen Qualitätsparameter vorgestellt, diskutiert und Empfehlungen für die Anwendung im Bearbeitungsgebiet gegeben.

6.2.2.1 Artenspektrum mariner Makroalgen

Bewertungssysteme für die Qualitätskomponente „Artenspektrum mariner Makroalgen“ – auch das weiter oben beschriebene Konzept des „Ecological Evaluation Index“ (EEI) nach ORFRANDIS et al. (2001) gehört in diese Kategorie - wurden bislang hauptsächlich für Wasserkörper entwickelt, die unter natürlichen Bedingungen eine artenreiche, ausdauernde Algenflora beherbergen. Dies sind in erster Linie Küsten, die einen großen Anteil an Hartsubstraten und eine unter natürlichen Bedingungen geringe Wassertrübung aufweisen. Das neben dem EEI (s.o.) am weitesten entwickelte Bewertungskonzept wurde von WELLS (2004, GB) vorgestellt. Es wurde auf Grundlage einer umfassenden aktuellen Datenbasis von über 150 Standorten entlang der britischen Küste entwickelt und für die verschiedenen dort anzutreffenden Küstenformationen und ihre ökologischen Potenz kalibriert. Es liegen zwei Versionen für das System vor. Die eine fußt auf der vollständigen Artenliste (630 Arten), die zweite auf einer reduzierten Artenliste (70 Arten). Die Bewertung des Artenspektrums wird anhand der Gesamt-Artenzahl und der Verteilung der Arten auf die Gruppen der Grünalgen und Rotalgen sowie ihrer Zuordnung zur Ecological Status Group (ESG) nach ORFRANDIS et al. (2001) vorgenommen. Als Referenz dienen Expertenurteile: Die Klassengrenzen wurden ermittelt, indem die Charakteristika der Artenspektren einzelner Küstenabschnitte mit Expertenurteilen über den Qualitäts-Status dieser Standorte verschnitten wurden. Die Bewertung erfolgt in der Weise, dass jeder Messgröße eine Einzelwertung zugeordnet wird und die Summe der Einzelwertungen eine Gesamtwertung ergibt (Tab. 21).

Auch einige andere Autoren, die das Artenspektrum von Makroalgen als Qualitätsmerkmal in der WRRL empfehlen, stellen entsprechende Bewertungsschemata auf. Sie beschränken sich dabei jedoch auf eine rein deskriptive Darstellung der Merkmale, und gestatten damit einen mehr oder weniger breiten Interpretationsspielraum für die Bewertung des Status Quo (BARTSCH & KUHLENKAMP 2004, SCHANZ & REISE 2005). Als Beispiel sei das Schema von SCHANZ & REISE (2005) angeführt, das für das nordfriesische Watt erarbeitet wurde (Tab.22).

Tab. 21: Qualitätsmerkmale „Artenzahl und Artenspektrum von Makroalgen“ : Bewertungsschema für die britische Küste, basierend auf der Gesamtartenliste von 630 Arten (WELLS 2004)

| WELLS 2004 | Referenz | gut | mäßig | un- befriedigend | schlecht |
|----------------------------------|----------------|----------------|---------------|---------------------|--------------|
| Einzelwertung | 4 | 3 | 2 | 1 | 0 |
| Artenzahl | ≥ 45 | 25 - 44 | 24 - 11 | 5 - 10 | < 5 |
| Anteil Grünalgen % | ≤ 20 | 21 - 30 | 31 - 40 | 41 - 99 | 100 |
| Anteil Rotalgen % | ≥ 40 | 30 - 39 | 20 - 29 | 1 - 19 | 0 |
| ESG Verhältnis | ≥ 0,5 | 0,35 – 0,49 | 0,25 – 0,34 | 0,01 – 0,24 | 0 |
| Anteil Opportunisten | ≤ 20 | - | >20 | - | 100 |
| Summe der Einzelwertungen | 17 - 24 | 13 - 16 | 9 - 12 | 5 - 8 | 0 - 4 |

Tab. 22: Qualitätsmerkmale „Artenzahl und Artenspektrum von Makroalgen“ : Bewertungsschema für das nordfriesische Wattenmeer (SCHANZ & REISE 2005).

| Qualitätsmerkmal | Referenz | gut | mäßig | un- befriedigend | schlecht |
|---|---|--|--|---|---|
| Artenspektrum | Artenspektrum entspricht historischem Zustand | Artenzahl gleichbleibend, leichte Verschiebung des Artenspektrums | Artenzahl leicht verändert, geringe Zunahme schnellwüchsiger Algen | Artenzahl nimmt ab, schnellwüchsige Arten nehmen stark zu | Artenzahl deutlich vermindert, stabile Arten werden selten, schnellwüchsige Arten herrschen vor |
| Verhältnis Artenzahl Rot-Braun-Grünalgen | Nahezu ausgewogenes Verhältnis der Rot-, Braun- und Grünalgen | Leichte Verschiebung des historischen Zustands, geringfügige Abnahme der Rot- und Braunalgen | Rot- und Braunalgen nehmen weiter ab, leichte Zunahme an Grünalgen | Sehr starker Rückgang der Rotalgen, stärkerer Rückgang der Braunalgen, starke Zunahme der Grünalgen | Sehr geringe Anzahl Rot- und Braunalgen, sehr hohe Grünalgenzahl |

In dem für die niederländische Küste vorgestellten Bewertungsschema für marine Flora schließlich wird empfohlen, das Artenspektrum von Makroalgen nicht als Qualitätskomponente zu nutzen (JONG 2005). Als Argument für diese Entscheidung wird angeführt, dass eine reiche Algenflora an der niederländischen Küste fast ausschließlich auf künstlichen Hartsubstraten zu finden ist, die ihrerseits nicht zum natürlichen Wasserkörper gehören. (Ein Ausbringen von künstlichen Hartsubstraten zum Zwecke des Monitorings wird in diesem Zusammenhang ebenfalls abgelehnt.) Für eine Bewertung der Artenzusammensetzung auf den Weichböden fehlten historische Daten als Referenz ebenso wie rezente quantifizierbare Daten. Ferner sei die Expertise für Makroalgen (Taxonomie!) in den Niederlanden auf einen kleinen Kreis von Wissenschaftlern begrenzt, was eine Bearbeitung dieser Pflanzen-
gruppe noch erschwere⁵.

Beurteilung und Empfehlung: Für die Möglichkeit der Bewertung der Artenzusammensetzung von Makroalgen im Bearbeitungsgebiet gilt im Wesentlichen das bereits unter 6.1.2 (EEI) gesagte. Das Artenspektrum der Weichböden im Gebiet ist von Natur aus von Grünalgen dominiert bzw. besteht sogar ausschließlich aus Grünalgen. Ein so detailliertes Bewertungssystem, wie WELLS (2004) es für die britischen Felsküsten vorgestellt hat (Tab. 21), kann mit der vorliegenden Datengrundlage hier nicht entwickelt werden. Dennoch sollten die Indizien, die auf eine Verarmung der Makroalgenflora hinweisen (vgl. Schema SCHANZ & REISE) auch an der niedersächsischen Wattenmeerküste ernst genommen werden und in ein Bewertungssystem einfließen. Es soll daher eine Möglichkeit gefunden werden, das allgemein formulierte Schema von SCHANZ & REISE (2005) an das Bearbeitungsgebiet anzupassen und die einzelnen Werteklassen mit konkreten Anforderungen zu füllen. Da die Anzahl von Grünalgenarten im Gebiet relativ hoch und der Aufwand der taxonomischen Identifizierung dieser Gruppe verhältnismäßig groß ist, wird empfohlen, die Kontrolle des Artenspektrums auf Rot- und Braunalgen zu beschränken. Diese Vorgehensweise entspricht überdies den Anforderungen der

⁵ Hierzu sei angemerkt, dass einige der grundlegenden Arbeiten über die Verbreitung von Makroalgen im Wattenmeer aus des Niederlanden stammen (GOOR, A. C. J. van (1923): Die Holländischen Meeresalgen. - Verhandlungen der Koninklijke Akademie van Wetenschappen te Amsterdam, 2. Sektion, Teil 23 Nr. 2. Koninklijke Akademie van Wetenschappen te Amsterdam, Amsterdam, 232 S. + Anhang; HARTOG, C. den (1959): The epilithic algal communities occurring along the coast of the Netherlands. - Wentia, 1: 1-214.; NIENHUIS, P.H. (1970): The benthic algal communities of flats and salt marshes in the Grevelingen, a sea-arm in the South-Western Netherlands. - Neth. J. Sea Res., 5(1): 20-49.; STEGENGA, H. & I. MOL (1983): Flora van de Nederlandse Zeewieren. Koninklijke nederlandse natuurhistorische Vereniging, 263 S. u.a.).

WRRL, die bei der Beurteilung der Artenzusammensetzung das Augenmerk auf „störungsempfindliche Taxa“ legt. Als Referenz kann dann jedoch nicht die Gesamtartenzahl oder ein bestimmtes Verhältnis aller Artengruppen zueinander gewählt werden, sondern nur die Anzahl bzw. Präsenz von Rot- und Braunalgen-Arten bzw. von perennierenden Arten. Diese Arten kommen fast ausschließlich an Hartsubstraten vor, so dass die Kontrolle des Artenspektrums auf diese Substrate konzentriert werden kann. Als Referenzwert für die Anzahl von Rot- und Braunalgen-Arten bzw. die Anzahl mehrjähriger Arten muss ermittelt werden, wie viele dieser Arten bei Abwesenheit störender menschlicher Einflüsse bei einer Monitoring-Untersuchung im entsprechenden Wasserkörper mindestens vorgefunden werden (vgl. WELLS 2004). Auch die Klassengrenzen sind zunächst in Anlehnung an die Klassifizierung der Gesamtartenzahl bei WELLS (2004) angelegt. Es sei darauf hingewiesen, dass die Obergrenze für Klasse 3 („mäßig“) mit einem Wert von 74% Verlust intuitiv recht hoch erscheint. Evtl. müsste hier über eine Anpassung der Klassengrenzen an die artenärmere Region der niedersächsischen Küste nachgedacht werden. Dies ist im Rahmen des investigativen Monitorings zu ermitteln.

Das vorgeschlagene Bewertungsschema (Tab. 23) kann auf die Küstengewässer im Bearbeitungsgebiet angewendet werden. Ob das Schema auch für den Einsatz im Übergangsgewässer, in dem die Anzahl der Rot- und Braunalgenarten bereits natürlicherweise ein Minimum erreicht, sinnvoll ist, ist fraglich. Nach der Auswertung von 205 Proben aus 129 Ästuaren in Großbritannien vertreten WILKINSON & WOOD (2005) die Ansicht, dass weder Artenspektrum noch Artenzahl von Makroalgen als Qualitätsmerkmale in Ästuaren genutzt werden können. Sie schlagen die Verbreitungsgrenze von *Fucus* sp. als Qualitätsmerkmal vor (siehe 6.2.2.4).

Tab. 23: Qualitätsmerkmale „Artenzahl und Artenspektrum von Makroalgen“ : Vorschlag für ein Bewertungsschema in Küstengewässern Niedersachsens.

| | Referenz | gut | mäßig | un-befriedigend | schlecht |
|--|---|--|---|---------------------------------------|----------------------------|
| Vorgabe WRRL | Alle störungsempfindlichen Großalgentaxa, die bei Abwesenheit störender Einflüsse vorzufinden sind, sind vorhanden. | Die meisten störungsempfindlichen Großalgentaxa die bei Abwesenheit störender Einflüsse vorzufinden sind, sind vorhanden | Es fehlt eine mäßige Zahl von störungsempfindlichen Großalgentaxa die bei Abwesenheit störender Einflüsse vorzufinden sind. | k.A. | |
| Allgemeine Veränderungen des Artenspektrums | Artenspektrum entspricht historischem Zustand | Artenspektrum verändert sich hauptsächlich wegen Substrat bzw. Habitatveränderungen | Artenspektrum verändert sich wegen schlechterer Wasserqualität bzw. Störung durch massives Grünalgenwachstum | Einige Artengruppen verschwinden ganz | |
| Vorkommen von Rot- und Braunalgen* | bei Abwesenheit von Störungen mindestens zu erwartende Artenzahl | Verlust von weniger als 40% der Ref.-Artenzahl | Verlust von 40-74% der Ref.-Artenzahl | Verlust von 75-99% der Ref.-Artenzahl | Verlust von 100% der Arten |
| Vorkommen mehrjähriger Algen-Arten* | | | | | |

*) Arten aus der Referenzartenliste der einheimischen Algenflora (ohne Neophyta)

6.2.2.2 Abundanz mariner Makroalgen

Im Folgenden sollen die verschiedenen Qualitätsmerkmale für die Abundanz von marinen Makroalgen näher betrachtet werden, die im Zusammenhang mit einer Bewertung der Wasserkörper in der Diskussion sind.

Ausdehnung von Grünalgenbeständen

Als auffälligste Störungserscheinung in den Abundanzverhältnissen von Makroalgen werden seit den 1970er Jahren weltweit Massenerkrankungen von Grünalgen beobachtet (FLETCHER 1996). Seit Ende der 1980er Jahre ist auch im deutschen Wattenmeer eine rapide Zunahme von Grünalgen registriert worden (REISE et al. 1994). Zeitweise nimmt die Entwicklung von Grünalgenmatten Ausmaße an, die zum unmittelbaren Absterben der Bodenfauna unter den dichten Algendecken führt. Auch der Abbau von im Sediment lagerndem Algenmaterial vorausgegangener Jahre führte neben anderen Faktoren wiederholt zu lokalen Sauerstoffdefiziten an der Sedimentoberfläche („schwarze Flecken“) und Absterben des Benthos (HÖPNER & MICHAELIS 1994, BÖTTCHER 2003).

Die räumliche Ausdehnung von Beständen bzw. die Anhäufung opportunistischer Grünalgen wird von mehreren Autoren als Qualitätsmerkmal für die Abundanz von Makroalgen vorgeschlagen (HEIBER et al. 2004, SCHANZ & REISE 2005, FODEN 2005b, JONG 2005). Dabei gibt es bemerkenswerte Unterschiede in der Einschätzung bzw. Klassifizierung eventueller Störungszeichen (Tab. 24). SCHANZ & REISE (2005) gehen davon aus, dass Grünalgenvorkommen mit einer Dichte von über 1% eine für das nordfriesische Watt untypische Erscheinung sind und jedes dichtere Algenvorkommen, das in seiner maximalen saisonalen Ausdehnung 1% der gesamten Wattfläche (ca 10 km²) überschreitet (dies entspricht der aktuellen Situation), eine starke Abweichung vom Referenzzustand darstellt. FODEN (2005b) stellt für Sedimentküsten in Großbritannien ein Bewertungsschema vor, das auf der Klassifizierung einer effektiven Algen-Dichte von 100% beruht. Dafür wird der relative Flächenanteil des Algenbestandes (%Anteil an der Gesamtfläche) mit der Dichte multipliziert. Man erhält den Anteil der Gesamtfläche, der zu 100% mit Algen bedeckt ist (vgl. Beispielrechnung aus WITHER 2003⁶). Dieser rechnerisch normalisierte Flächenanteil geht in das Bewertungsschema ein. De JONG (2005) schließlich stellt für die Niederlande ein Bewertungsschema vor, dass ausschließlich die Fläche abgerissener und zu dicken Haufen zusammengespülter Algenpakete beurteilt. Mangels Datengrundlage gehen eventuell auf den Wattflächen gedeihende Algenwiesen, die auch nicht als problematisch angesehen werden, nicht in die Bewertung ein. De JONG (2005) weist auch deutlich darauf hin, dass die Signale, die von Grünalgenblüten ausgehen, nicht immer eindeutig interpretiert werden können. So kann z.B. die Abnahme der Trübung trotz gleichzeitiger abnehmender Nährstofflast eine Zunahme der Algenentwicklung bewirken.

Beurteilung und Empfehlung: Alle genannten Autoren bewerten zunächst den relativen Anteil der Grünalgenbestände an der Gesamtfläche des Eulitorals, die den Algen theoretisch zur Verfügung

⁶ *The term cover does not mean the % of the estuary with some weed cover, it means the % of the total area covered by weed. For example if surveys find the following:

50 hectares with 0 cover

10 hectares with 1-25% cover

10 hectares with 26-50% cover

5 hectares with 100% cover

The % cover is 13.4% not 33%.

ie $((1+25)/2 \times 10/100 + (26+50)/2 \times 10/100 + 100 \times 5/100) / 75$

steht. Sowohl de JONG (2005) als auch SCHANZ & REISE (2005) setzen diese Gesamtfläche mit der gesamten Wattfläche gleich. Diese Vorgehensweise ist nur dann sinnvoll, wenn es darum geht, die zeitliche Entwicklung in einem einzelnen, morphologisch einigermaßen stabilen Wasserkörper zu beschreiben (z.B. nordfriesisches Wattenmeer). Zwischen verschiedenen Wasserkörpern ist so jedoch kein direkter Vergleich möglich, da diese wegen der morphologischen Unterschiede ihrer Wattflächen den Algen ganz unterschiedliche Lebensbedingungen bieten. FODEN (2005b) unterscheidet deshalb die „verfügbare Fläche“ („*available intertidal area*“) von der gesamten Wattfläche: Die „verfügbare Fläche“ besteht demnach aus Schlick- oder Mischwatt unter „bestimmten hydromorphologischen Bedingungen“ (diese Bedingungen bleiben allerdings unbestimmt). Bei beiden Herangehensweisen besteht die Notwendigkeit, neben der Ausdehnung der Algenmatten auch regelmäßig die Größe der z. T. sehr dynamischen Wattflächen bzw. „verfügbaren Flächen“ zu ermitteln. Die Bewertung der relativen Bedeckung einer Gesamtfläche impliziert außerdem, dass der Anteil der nicht von Algen bedeckten Flächen einen qualitativen Ausgleich für die dichten Algenwiesen darstellt. Dies ist nicht unbedingt der Fall, vor Allem dann nicht, wenn das gesamte Eulitoral mit ganz unterschiedlichen Habitatstrukturen als „Gesamtfläche“ definiert ist.

Des Weiteren muss die Frage geklärt werden, ab welcher Besiedlungsdichte die Algenbestände überhaupt in die Bewertung eingehen sollten. Während SCHANZ & REISE (2005) alle Abweichungen von einer historischen Referenzsituation (Dichte <1%) nicht mehr mit „sehr gut“ bewerten, richten de JONG (2005) und FODEN (2005b) ihr Augenmerk gezielt auf Algenvorkommen, die als „Problem“ eingestuft werden. Solange dies „Problem“ nicht besteht, gelten die Werte als „sehr gut“. Hierdurch wird jedoch m.E. das Phänomen der räumlichen Ausbreitung der Grünalgen stark unterschätzt. Eine Unterscheidung bzw. unterschiedliche Gewichtung von Beständen verschiedener Dichte nach dem Vorbild von FODEN (2005b) integriert Ausdehnung und Dichte in einem Wert, der genauer als die Ausdehnung allein die Gesamtmenge der Algen repräsentiert. Eine solche Berechnung kann natürlich nur dann vorgenommen werden, wenn entsprechende Daten erhoben werden. Beim Grünalgen-Monitoring an der niedersächsischen Küste werden zwar bisher 5 Dichteklassen unterschieden (<5%, 5-20%, 20-50%, 50-80% >80%), die Zuverlässigkeit der Erhebungen ist jedoch unsicher. So ergab ein Vergleich von Monitoringdaten nach der Routinemethode mit zeitgleich erhobenen Daten einer Luftbildauswertung, dass nur die Einschätzung der Gesamtfläche und die Unterscheidung von Dichten über bzw. unter 50% mit beiden Methoden vergleichbare Ergebnisse erzielte (JAKLIN et al. Dienstbericht des NLWKN in Vorbereitung). Eine Auswertung der Monitoringdaten mit unterschiedlicher Gewichtung der 5 Dichteklassen (vgl. Abb. 1) kann deshalb z. Zt. nur unter Vorbehalt empfohlen werden.

Wegen dieser Überlegungen empfehle ich, die Bewertung auf Grundlage der absoluten Flächengrößen der Algenbestände mit einer Dichte >1% durchzuführen, wie es auch von SCHANZ & REISE (2005) alternativ vorgeschlagen wird. Als Anhaltspunkt für die Klassifizierung soll zunächst der Verlauf in der jüngeren Geschichte der Grünalgen seit 1990 anhand der Monitoringdaten betrachtet werden. Zur Illustration dieses Verlaufes sind in Abb. 1 die Jahresmaxima der Grünalgenflächen für die gesamte niedersächsische Küste dargestellt (zum Vergleich sind auch die auf eine 100% Bedeckung normalisierten Werte abgebildet).

Tab. 24: Qualitätsmerkmal „Ausdehnung von Grünalgenbeständen“ : Bewertungsvorschläge verschiedener Autoren.

| Quelle | Referenz | gut | mäßig | un- befriedigend | schlecht |
|---|--|--|--|---|---|
| Vorgabe WRRL | Die Werte für die Grünalgenmächtigkeit entsprechen den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse | Die Werte für die Grünalgenmächtigkeit zeigen Störungsanzeichen. | Die Mächtigkeit der Grünalgen sind mäßig gestört, was dazu führen kann, dass das Gleichgewicht der in dem Gewässer vorhandenen Organismen in unerwünschter Weise gestört wird. | k.A | |
| SCHANZ & REISE 2005 | Regelmäßiges Vorkommen von Grünalgen im oberen Eulitoral, <i>Enteromorpha</i> Zone nur im frühen Frühjahr vorhanden ("Wattblühen") | | Mäßiges Grünalgenvorkommen im gesamten Eulitoral, z.T. größere Flächen in geschützten Watten, Frühjahr bis Herbst | Deutlich vermehrtes Vorkommen großflächiger Algenmatten im gesamten Gezeitenbereich | Dichte geschlossene Algenmatten, z.T. mehrlagig |
| %Anteil der Wattflächen, der von Grünalgen in einer Dichte von über 1% bedeckt ist | < 1 % | < 1 % | 1 - 5 % | 5 - 20 % | >20 % |
| Ausdehnung [km ²] der Grünalgenbestände in einer Dichte über 1% | ? | <10 km ² | 10 – 25 km ² | 25 – 50 km ² | >50 km ² |
| FODEN 2005b | | | | | |
| %Anteil der „verfügbaren“ Gesamtflächen, der von Grünalgen bedeckt ist (normalisiert auf 100% Dichte) | < 5% | 5-15% | | >15 % | |
| JONG 2005 | | | | | |
| %Anteil der Wattflächen, der von zusammengespülten Grünalgenhaufen bedeckt ist | < 0,5% | 0,5 – 1% | 1 – 2% | 2 – 4% | > 4% |

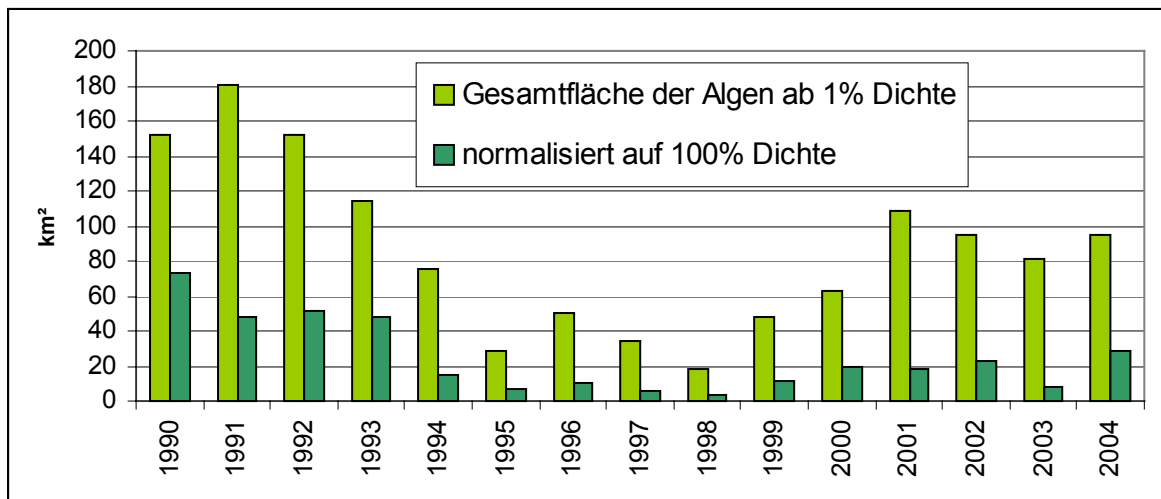


Abb. 1: Jahresmaxima der Flächenausdehnung von Grünalgenbeständen (Dichte >1% bzw. normalisiert auf 100%) an der niedersächsischen Küste (in km² ; nach Monitoring-Daten NLWKN).

Die Entwicklung der Grünalgenbestände ist grundsätzlich abhängig von den zur Verfügung stehenden Nährstoffen, insbesondere Stickstoff. Diese Beziehungen sind in geschlossenen Systemen unter Laborbedingungen leicht zu testen. Aber auch im Freiland kann die Abhängigkeit des Algenwachstums von den Nährstoffbedingungen aufgezeigt werden. Zur Illustration wurden die Monitoringdaten der vergangenen 15 Jahre zueinander in Beziehung gesetzt. Für eine aufwändige Analyse ist im Rahmen der vorliegenden Arbeit kein Platz. Es deutet sich aber z.B. eine positive Korrelation zwischen den dichte-normalisierten Flächendaten aus dem Grünalgen-Monitoring (Abb. 1) und dem mittleren Stickstoffgehalt des Küstenwassers ($\mu\text{mol N-gelöst}$; Mess-Station Norderney) im Zeitraum vor dem Einsetzen des Algenwachstums an (Jan.- April; Abb. 2). Hohe Stickstoffkonzentrationen im Winter und Frühjahr sind also eine Voraussetzung für die Ausbildung ausgedehnter und dichter Algenbestände im Sommer. Im Laufe der Makroalgenentwicklung (Juli-August) brechen die Stickstoffwerte ein. Dieser Effekt ist tendenziell ausgeprägter, je stärker das Algenwachstum ist, was auf einen deutlichen Verbrauch dieses Nährstoffs durch die Makroalgen hinweist (Abb. 3, vgl. auch KOLBE et al. 1995). Die Fluktuationen in der Ausdehnung der Algenbestände, wie sie in den vergangenen 15 Jahren beobachtet wurden, sind aber auch durch das wechselnde Klimageschehen verursacht (REISE 1999). Trotz der offensichtlichen Beziehungen zwischen Nährstoffgehalten im Küstenwasser und der Algenentwicklung kann die lokale Algenentwicklung in den einzelnen Wasserkörpern deshalb nicht allein aus Nährstoffdaten hergeleitet oder gar prognostiziert bzw. modelliert werden.

Wo sich Makroalgen auf den Wattflächen ansiedeln können, ist in erster Linie von den Substrateigenschaften abhängig. Weitere Faktoren sind u. A. Seegang, Strömung und Trübung (REISE 1998). Die flächenhafte Ausdehnung der Algenbestände ist also durch die Habitateigenschaften begrenzt. Ob sich in einem theoretisch geeigneten Gebiet letztlich ein Algenbestand entwickelt, ist – bei ausreichend gegebener Nährstoffversorgung - in sehr starkem Maße von den klimatischen Bedingungen sowohl innerhalb der Vegetationsperiode als auch während der Überwinterungsphase abhängig. Man kann davon ausgehen, dass in den Jahren der deutlich verstärkten Entwicklung von Grünalgen im Untersuchungsgebiet (seit 1990) die flächenhafte Ausdehnung der Bestände in jedem der Wasserkörper einmal an ihre durch das Habitat gegebene Grenze gekommen sein dürfte. Der Bewertungsvorschlag (Tab. 25) geht deshalb dahin, die im Zeitraum 1990 bis 2004 festgestellte maximale Ausdehnung von Grünalgen in jedem Wasserkörper als Grenze zur Wertklasse „schlecht“ einzusetzen. Wegen der sehr starken Variabilität der Algenbestände bei gleichbleibend verminderter Wasserqualität werden erst Flächengrößen, die kleiner als 40% des bisherigen Maximums sind, als „mäßig“ einge-

stuf. Eine Ausdehnung im Bereich <10% des bisherigen Maximums ist zwar teilweise noch immer auffällig, kann aber als „gut“ gelten, da es unwahrscheinlich ist, dass eine „Störung des Gleichgewichts“ von entsprechenden Algenbeständen ausgeht. Die Abgrenzung zum „sehr guten“ Zustand ist schwierig, da historische Belege für die flächenhafte Ausdehnung von Grünalgenbeständen im Bearbeitungsgebiet nur für einzelne Wattflächen existieren.

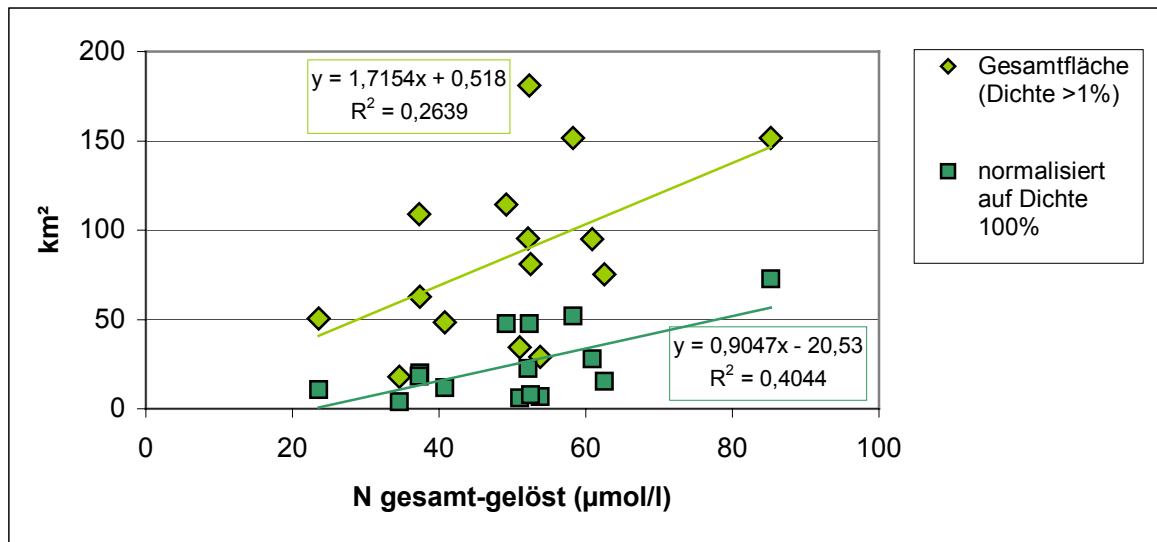


Abb. 2: Beziehung zwischen der maximalen Flächenausdehnung von Grünalgenbeständen (Dichte >1% bzw. normalisiert auf 100%) an der niedersächsischen Küste und dem Gehalt an anorg. Stickstoff im Küstenwasser (nach Monitoring-Daten NLWKN, Nährstoffdaten: Mess-Station Norderney, Mittlere Gehalte Jan-April)

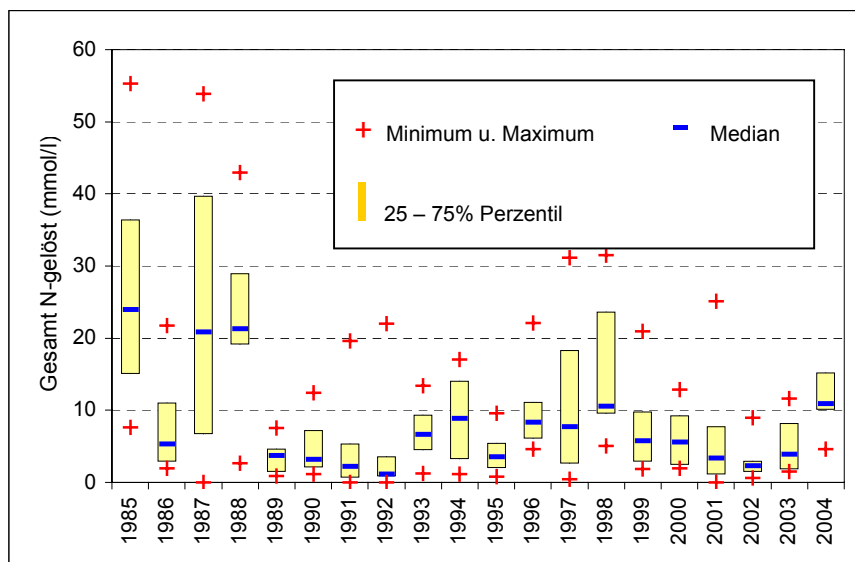


Abb. 3: Gelöster anorganischer Stickstoff (µmol/l) in den Monaten Juli – August, der Hauptentwicklungszeit der Makroalgen. Die erste Massenentwicklung von Makroalgen an der niedersächsischen Küste wurde im Sommer 1989 beobachtet. Zuvor waren die Stickstoffwerte im Sommer signifikant höher (vgl. KOLBE et al. 1995), (Daten: NLWKN Mess-Station Norderney).

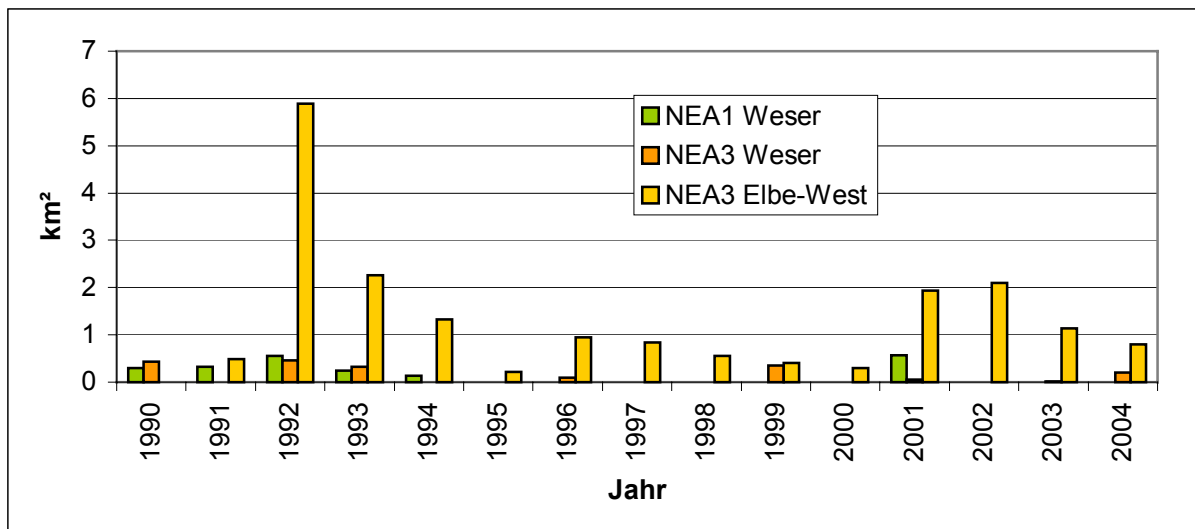
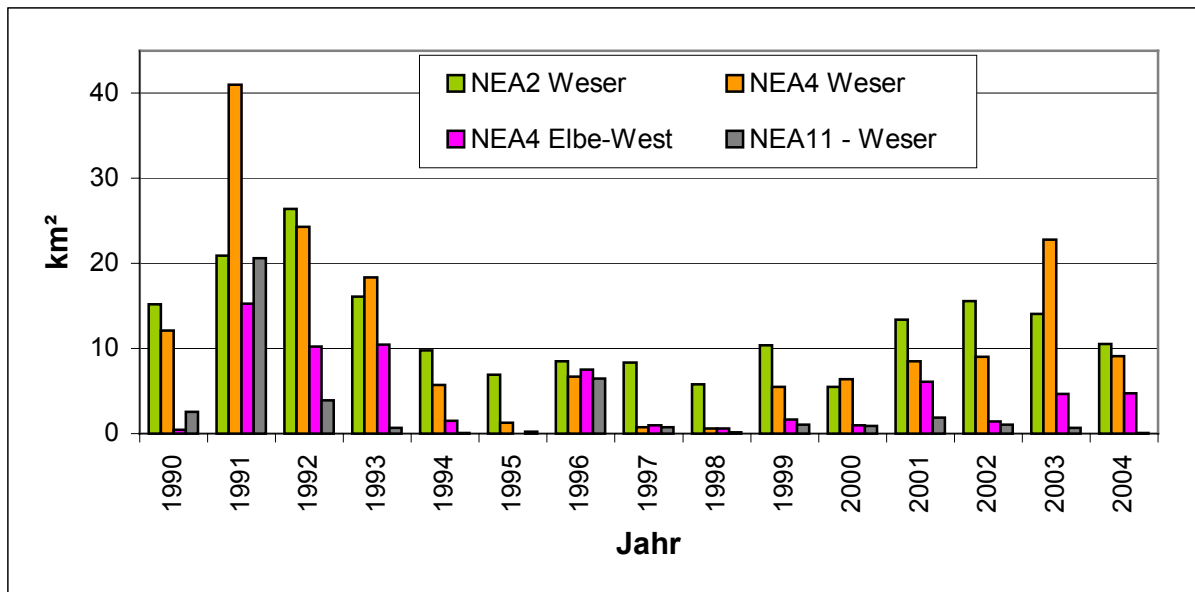


Abb. 4: Jahresmaxima der Flächenausdehnung von Grünalgenbeständen (Dichte >1%) in den Wasserkörpern des Bearbeitungsgebietes (in km² ; nach Monitoring-Daten NLWKN)

Tab. 25: Qualitätsmerkmal „Ausdehnung von Grünalgenbeständen“ : Vorschlag für eine Klassifizierung in den Küsten- und Übergangsgewässern Niedersachsens.

| Qualitätsmerkmal | Referenz | gut | mäßig | un- befriedigend | schlecht |
|--|----------|--------------------------------------|---|---|--|
| Fläche der eulitoral Grünalgenbestände mit einer Dichte von > 1% (Jahresmaximum) | ?? | <10% des bisherigen Ma- ximums | 10 – 39% der bisherigen Maximalfläche | 40 – 100 % der bisherigen Maximalfläche | größer als die bisherige Maximalfläche |

Das vorgeschlagene Bewertungssystem bezieht sich auf die absolute Flächengröße (Jahresmaximum) von Beständen mit einer Dichte über 1%. Es können entweder einzelne Jahre bewertet werden oder der Mittelwert aus einer Reihe von Jahren. Eine Mittelung über z.B. einen Zeitraum von 6 Jahren gleicht die kurzfristigen evtl. klimatisch bedingten Schwankungen aus. Eventuell kann getestet werden, ob die Anwendung von dichte-normalisierten Flächenangaben das Ausmaß der Algenentwicklung zuverlässiger quantifiziert. Dabei ist allerdings zu bedenken, dass die Zahlen dann nur mittelbar die Situation im Gelände repräsentieren. Auch ist die Gesamtfläche der Wert, der mit der gegenwärtig eingesetzten Monitoring-Methode am zuverlässigsten erhoben werden kann.

Ausdehnung von *Fucus*-Beständen

Parallel zur Zunahme von Grünalgenesellschaften gibt es Hinweise auf einen Rückgang von Braunalgen-Assoziationen. So scheint z.B. auf Helgoland seit den 1960er Jahren eine Verringerung der *Laminaria saccharina*-Zone eingetreten zu sein (BARTSCH & KUHLENKAMP 2004) und im Königshafen-Watt von Sylt wurde ein starker Schwund der *Fucus*-Bestände beobachtet (SCHANZ & REISE 2005).

Beurteilung und Empfehlung: Für das Bearbeitungsgebiet liegen keinerlei quantitative Daten zu diesem Themenkomplex vor, auf deren Grundlage ein Bewertungsschema aufgebaut werden könnte. Das Vorkommen von *Fucus* wird im Rahmen der Qualitätsmerkmale „Artenspektrum“ und „Anzahl mehrjähriger Arten“ (s.o.) positiv bewertet.

Ausdehnung von *Vaucheria*-Beständen

In den Übergangsgewässern ist stellenweise eine deutliche Veränderung der brackwassertypischen *Vaucheria*-Bestände dokumentiert worden. Die Einschätzung dieser Veränderungen ist allerdings widersprüchlich. Der seit den 1980er Jahren in der Wesermündung festgestellte Rückgang ehemals ausgedehnter *Vaucheria*-Matten galt bislang als Degenerationserscheinung des Biotops (GROTJAHN 1983). In der Elbe hingegen wird das Anwachsen der *Vaucheria*-Bestände als Eutrophierungsfolge negativ bewertet (KRIEG et al. 1988, SPIEKER et al. 2001).

Das *Vauchieretum* gehört zur natürlichen Besiedlung im Bereich zwischen Eu- und Supralitoral eines Ästuarwatts (vgl. Kapitel 5). Es bietet einen wichtigen Lebensraum für eine spezialisierte Fauna. Auch in dem für limnische Fließgewässer und Seen entwickelten, indexbasierten Bewertungsverfahren für Makrophyten & Phytobenthos (Projekt „PHYLIB“) gehört das *Vaucheria*-Watt zum Leitbild der Unterläufe von Elbe und Weser (Typ 20 „sand- und kiesgeprägte FE mit breiten Auen“ ; SCHAUMBURG et al. 2005). Ein Vorschlag für eine Bewertung der Ausdehnung von *Vaucheria*-Beständen in Übergangsgewässern liegt bislang europaweit nicht vor.

Beurteilung und Empfehlung: Solange die Bestandsentwicklung von *Vaucheria* in den Übergangsgewässern nicht in eindeutiger Weise positiv oder negativ beurteilt wird, kann ein entsprechendes Bewertungssystem nicht erstellt werden. Diese Fragestellung ist bislang nicht grundlegend bearbeitet worden. In der Zahl überwiegen offenbar die Stimmen, die *Vaucheria*-Arten zu den Eutrophierungszeigern zählen. In der Wesermündung fällt der deutliche Rückgang dieser Algen-Gattung zeitlich z.B. mit der Einführung von biologischen Klärstufen bei den kommunalen Direkteinleitern sowie dem Phosphat-Verbot in Waschmitteln zusammen, so dass auch hier ein Zusammenhang vermutet werden kann. Dass die Entwicklung von *Vaucheria* in der Weser zur Zeit vorwiegend nährstofflimitiert ist, ist allerdings fragwürdig. Feldversuche und Laborstudien haben gezeigt, dass *Vaucheria* nicht negativ auf Abwasser aus der Titandioxidindustrie reagierte, wie zunächst angenommen worden war

(MICHAELIS 1988). Weitere spezielle Untersuchungen zu diesem Thema wurden bislang nicht durchgeführt.

Unter der Voraussetzung, dass die großflächige Ausbreitung von *Vaucheria* auf den Brackwasserwatten als negatives Signal gewertet werden kann, könnte eine Bewertung analog zum Qualitätsmerkmal „Ausdehnung von Grünalgenbeständen“ erfolgen. Im Unterschied zu den Grünalgen müsste aber für das *Vauchieretum* auch eine Mindest-Ausdehnung für den „guten Zustand“ festgelegt werden. In jedem Fall sollten die *Vaucheria*-Bestände im Rahmen der Monitoringuntersuchungen entsprechend berücksichtigt werden damit eine belastbare Datengrundlage geschaffen wird.

6.2.2.3 Biomasse opportunistischer Grünalgen

Sowohl SCHANZ & REISE (2005) als auch FODEN (2005b) stellen eine Bewertungsskala für das Qualitätsmerkmal „Biomasse opportunistischer Grünalgen“ auf. Dabei geben SCHANZ & REISE (2005) die Werte in g C/m² Gesamtfläche (Eulitoral) an, während FODEN (2005b) sich auf das Frischgewicht der Algen innerhalb der Algenbestände bezieht. Die Klassengrenzen beider Bewertungssysteme sind in Tabelle 26 wiedergegeben.

Tab. 26: Qualitätsmerkmal „Biomasse opportunistischer Grünalgen“ : Bewertungsvorschläge verschiedener Autoren.

| Quelle | Referenz | gut | mäßig | un- befriedigend | schlecht |
|--|------------------------|----------------------------|--------------------------------|-----------------------------|-------------------------|
| SCHANZ & REISE 2005 Biomasse der Grünalgen (g C/m ² Gesamtfläche) | ? | < 20 g C/m ² | 20 – 50 g C/m ² | 50 - 200 g C/m ² | >200 g C/m ² |
| FODEN 2005b Biomasse der Grünal- gen (g Frischge- wicht/m ² Algenbe- stand) | < 100 g/m ² | 100 – 500 g/m ² | 500 – 1000 g/m ² | >1000 g/m ² | |

Beurteilung und Empfehlung: Grundsätzlich lässt sich mit der Bestimmung der Biomasse das Ausmaß der Algenentwicklung genauer bestimmen, als mit der Erfassung von Fläche und Dichte der Bestände. Die Schwierigkeit besteht jedoch dabei, die erhobenen Biomassewerte auf eine gegebene Fläche (Algenbestand oder Gesamtfläche des Wasserkörpers) hochzurechnen. Nach FODEN (2005b) wird für die Bestände mit verschiedener Algendichte jeweils ein mittlerer Biomassewert erhoben, der dann durch Einbeziehung der jeweiligen Bestandsgrößen zu einem Gesamtwert für den Wasserkörper umgerechnet wird. Sie führt ein Rechenbeispiel für ein Gebiet von 23 km² Gesamtfläche an. Im Bearbeitungsgebiet Weser-Elbe (> 800 km²), in dem viele der Algenflächen auf dem ausgedehnten Watt nicht von Land aus erreichbar sind, gibt es nur wenig Erfahrung mit einem entsprechenden Monitoring. Zwar wurden im Juli 1991 überblicksweise Biomasseerhebungen in Algenbeständen verschiedener Dichte durchgeführt, diese lassen jedoch bestenfalls Hochrechnungen auf einzelne Wiesen, nicht aber auf einen gesamten Wasserkörper zu. Ein linearer Zusammenhang zwischen den Schätzungen der Dichte und den ermittelten Biomassewerten besteht nicht (Abb. 5). Dieses Ergebnis unterstreicht zunächst die Notwendigkeit, Flächen und Dichteerhebungen durch Biomassewerte zu ergänzen. Es bedeutet aber gleichzeitig, dass der Monitoringaufwand entsprechend erhöht werden muss, um ausreichende Informationen für die einzelnen Wasserkörper zu gewinnen.

Die Einzelwerte aus den Erhebungen von 1991 variieren zwischen 60 und 1300 g FG/m², die Mittelwerte für einzelne Wiesen liegen zwischen 95 und 790 g FG/m². Dies deutet darauf hin, dass – ein entsprechendes Monitoring vorausgesetzt - das Bewertungsschema von FODEN (2005b) für das Qualitätsmerkmal „Biomasse von opportunistischen Grünalgen“ durchaus auf das Bearbeitungsgebiet übertragbar ist. Für einen Vergleich mit dem Bewertungsschema von SCHANZ & REISE (2005) fehlt eine entsprechende Datengrundlage. Aus praktischen Erwägungen ist allerdings die Frischgewichtsbestimmung der Kohlenstoffbestimmung vorzuziehen, da sie ohne technischen Aufwand leicht im Feld durchzuführen ist (FODEN 2005b).

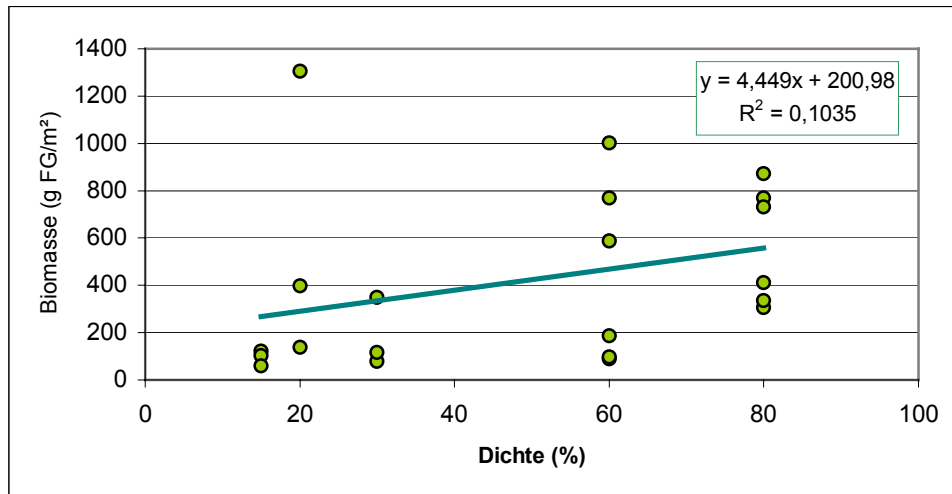


Abb. 5: Beziehung zwischen der Dichte von Grünalgenbeständen an der niedersächsischen Küste und der mittleren Biomasse (Frischgewicht) (nach Monitoring-Daten NLWKN für Juli 1991).

6.2.2.4 Besiedlungsgrenzen mariner Makroalgen

Tiefenverbreitung von Rot- und Braunalgen in Küstengewässern

Wie bei Seegras ist auch bei Makroalgen die Tiefenverbreitung lichtlimitiert. Auf eine Verschlechterung des Lichtklimas reagieren sie entsprechend mit verringerter Submergenz. Hinweise auf eine Verringerung der Tiefengrenzen gibt es aus dem nordfriesischen Wattenmeer. Historische Werte von bis zu 8 m maximaler Tiefe (HAGMEIER 1941) stehen aktuellen Werten von 3 – 4 m gegenüber (SCHORIES et al. 1997, REISE 1998). Sowohl HEIBER et al. (2004) als auch SCHANZ & REISE (2005) schlagen daher die Tiefengrenze von Makroalgen als Qualitätsmerkmale für Küstengewässer vor. Ein Bewertungsschema mit Klassengrenzen für Tiefenzonen für verschiedenen Algenformationen liegt bisher nicht vor.

Beurteilung und Empfehlung: Über die Tiefenverbreitung von Makroalgen gibt es für die niedersächsische Küste weder historische noch aktuelle Daten. Es ist aber bekannt, dass sublitorale Algenvorkommen zum historischen Bild des Untersuchungsgebietes gehört haben. Als Qualitätsmerkmal kann deshalb zumindest die Präsenz bzw. das Fehlen von sublitoralen Algenbeständen als solchen genutzt werden. Das entsprechend vereinfachte Bewertungsschema hat drei Kategorien (Tab. 27).

Tab. 27: Qualitätsmerkmal „Tiefenverbreitung mariner Makroalgen“ : Vorschlag für ein vereinfachtes Bewertungsschema in Küstengewässern Niedersachsens

| Qualitätsmerkmal | Referenz | gut | mäßig | un-befriedigend | schlecht |
|--------------------------------------|---|---|---|-----------------|----------|
| Tiefenverbreitung mariner Makroalgen | Algenbestände mit Rot- und Braunalgen auf biogenen und künstlichen Hartsubstraten im Sublitoral vorhanden | es sind sublitorale Algenbestände vorhanden | sublitorale Algenbestände fehlen, obwohl entsprechende Substrate vorhanden sind | | |

Salinitätsgrenze von *Fucus* sp. in Übergangsgewässern

Aufgrund von Untersuchungen in 120 Ästuaren in Großbritannien schlagen WILKINSON & WOOD (2005) vor, die Eindringtiefe perennierender Algen (i.d.R. *Fucus* sp.) in ein Ästuar als Qualitätsmerkmal zu nutzen. Sie konstatieren, dass eine *Fucus*-Zone im unteren Ästuar als Kennzeichen eines „gesunden“ ästuarinen Ökosystems gelten kann. Je besser die Wasserqualität eines Ästuars sei, desto weiter dringe *Fucus* in das obere Ästuar – bis zur Trübungszone - vor (siehe Schema Tab. 28). Die Autoren empfehlen den Gebrauch ihres Bewertungsschemas ausdrücklich nur für die Britischen Inseln.

Tab. 28: Qualitätsmerkmal „Präsenz einer *Fucus*-Zone im Ästuar“ : Bewertungsschema für Übergangsgewässer in Großbritannien nach WILKINSON & WOOD 2005.

| Qualitätsmerkmal | Referenz | gut | mäßig | un-befriedigend | schlecht |
|---|--|-----|---|---|--------------------------------------|
| Präsenz einer <i>Fucus</i> -Zone im Übergangsgewässer | <i>Fucus</i> -Zone reicht bis zur Zone mit einer mittleren Salinität von 5 ‰ | | <i>Fucus</i> -Zone reicht nicht bis zur 5 ‰ Salinitätszone oder innerhalb der <i>Fucus</i> -Zone gibt es Lücken, die mit Arten des oberen Ästuars (opport. Grünalgen) besetzt sind | Keine <i>Fucus</i> -Zone im gesamten Ästuar Nur typische Algen des oberen Ästuars im gesamten Ästuar vorhanden | keine Makroalgen im Ästuar vorhanden |

Beurteilung und Empfehlung: Das vorgestellte Bewertungsschema ist für Ästuare auf den britischen Inseln entwickelt und dort getestet worden. Eine direkte Übertragung auf das Weserästuar ist daher problematisch. Über die historische Verbreitungsgrenze von *Fucus* im Weserästuar gibt es keine Informationen. BEHRE (1961) fand 1960 im Bereich der Unterweser bis Bremerhaven (UW km 65) keine *Fucus*-Bestände. 1968 reichte *Fucus* etwa bis UWkm 72 (Festung Brinkamahof, Langlütjen II, Tetens), in diesem Bereich wurde in Strommitte ein mittlerer Salzgehalt von 6,3 ‰ Chlorid bzw. 11 ‰ Salzgehalt festgestellt (MICHAELIS 1973). Eine Revision des Gebietes im Sommer 1982 brachte demgegenüber keine Änderung (GROTJAHN 1983). Bei der Sensitivitätskartierung im Jahr 1987 wurden innerhalb der Wesermündung auf den freien Watten keine *Fucus*-Bestände nachgewiesen – künstliche Hartsubstrate wurden nicht untersucht (unveröff. Daten GKSS). Nach aktuellen Beobachtungen dringt *Fucus* heute bis über UWkm 65 hinaus in das Ästuar vor (pers. Mitteilung J. WITT). Dies kann allerdings auch als Indiz für ein tieferes Eindringen des Salzkeils gewertet werden.

Die Informationen über die Geschichte der Verbreitungsgrenze von *Fucus* im Weserästuar reichen nicht aus, um das Bewertungsschema von WILKINSON & WOOD (2005) auf dieses Gebiet zu übertragen. bzw. es an dieses anzupassen. Für das Übergangsgewässer der Elbe gibt es Hinweise, dass sich *Fucus* seit Ende der 1940er Jahre aus dem Ästuarbereich zurückgezogen hat: siedelte es 1949 noch im Bereich Otterndorf (ca. km 710), so war 2000 erst ab Cuxhaven/Altenbruch (ca. km 725) ein *Fucus*-Vorkommen nachgewiesen worden (SPIEKER et al. 2001). Deshalb sollte die Lage der *Fucus*-Grenze im Salinitätsregime des Ästuars der Weser im Rahmen des Monitorings dokumentiert werden, damit eine Datengrundlage für eine evtl. spätere Implementierung dieses Qualitätsmerkmals geschaffen wird.

7 Entwicklung von Referenzwerten und Klassengrenzen

Im folgenden Abschnitt soll versucht werden, die Referenzsituation in den verschiedenen Gewässertypen zu umreißen bzw. zu quantifizieren, um die in Kapitel 6 entwickelten Bewertungsmatrices - sofern dies erforderlich ist – für die einzelnen Wasserkörper zu kalibrieren. Dazu werden die vorliegenden Daten und Informationen tabellarisch zusammengetragen. Welche Biotoptypen potentiell in den verschiedenen Wasserkörpern vertreten sind, geht aus Tabelle 29 hervor.

Tab. 29: Potentielle Präsenz der für Makrophyten relevanten Biotoptypen in den Wasserkörpern des Bearbeitungsgebietes.

| Gewässerkategorie | Küstengewässer | | | | | | Übergangsgewässer |
|--|---|---|--|---------------------------------|--------------------------------|---------------------|-----------------------------|
| Typ | NEA1 Euhalines offenes Küstengewässer (Nordsee) | NEA2 Euhalines Wattenmeer | NEA3 Polyhalines offenes Küstengewässer (Nordsee) | | NEA4 Polyhalines Wattenmeer | | NEA11 Ästuar |
| Flussgebiet | Weser | Weser | Weser | Elbe | Weser | Elbe | Weser |
| Name des Wasserkörpers | Offenes küstengewässer vor Jadebusen | Wattenmeer Jadebusen und angrenzende Küstenabschnitte | Offenes küstengewässer der Weser | Offenes küstengewässer der Elbe | Wattenmeer der Weser | Wattenmeer der Elbe | Übergangsgewässer der Weser |
| Eulitoral | | | | | | | |
| <i>Vaucheria</i> - Assoziation | - | ? | - | - | ? | ? | ● |
| <i>Rhizoclonium-Enteromorpha</i> Assoziation | ? | ● | ? | ? | ● | ● | ● |
| <i>Enteromorpha (Ulva)</i> -Assoziation | ? | ● | ? | ? | ● | ● | ● |
| Zwergseegraswiese | - | ● | - | - | ● | ● | ● |
| Seegraswiese des Eulitorals | - | ● | - | - | ● | ● | ● |
| Algen auf eulitoralischen Muschelbänken | - | ● | - | - | ● | ● | - |
| Sublitoral | | | | | | | |
| Seegraswiese des Sublitorals | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● |
| Rotalgen-Assoziation auf biogenen sublitoralischen Hartsubstraten (<i>Sabellaria</i> , <i>Mytilus</i> , <i>Ostrea</i>) | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● |
| Gezeitenzone und Sublitoral | | | | | | | |
| Algen auf künstlichen Hartsubstraten | ● | ● | ● | ● | ● | ● | ● |

7.1 Angiospermen

7.1.1 Artenspektrum mariner Angiospermen

Grundsätzlich sind nur zwei Arten des Seegrases im Bearbeitungsgebiet vorhanden: das Echte Seegras *Zostera marina* und das Zwergseegras *Zostera noltii* (vgl. 4.1 und Tab.5). Im Falle von *Zostera marina* handelt es sich zur Zeit ausschließlich um die im Eulitoral vorkommende Wuchsform, das schmalblättrige *Z. marina angustifolia*. Sublitorale Bestände der breitblättrigen Form von *Z. marina* hat es zwar bis in die 1930er Jahre vermutlich in allen Wasserkörpern gegeben (GOOR 1921), heute sind jedoch keine Vorkommen bekannt (vgl. 5.3.1). In Tabelle 30 sind die Referenzwerte für die Präsenz der drei *Zostera*-Formen und die heute bekannten Nachweise für jeden Wasserkörper des Bearbeitungsgebietes eingetragen. Von den eulitoralischen Formen fehlt aktuell im Wasserkörper NEA4-WESER das Zwergseegras *Z. noltii*, während in NEA4-ELBE kein aktueller Nachweis für *Z. marina angustifolia* vorhanden ist. Für das sublitorale *Z. marina* liegen aus keinem der Wasserkörper aktuelle Nachweise vor.

Tab. 30: Qualitätsmerkmal „Artenspektrum mariner Angiospermen“ : Referenzwerte (Kreis) und aktuell nachgewiesene Seegras-Formen (schwarzer Punkt) (aktuelle Nachweise: ADOLPH et al. 2003, UMWELTBEBÖRDE HAMBURG 2001).

| Gewässerkategorie | Küstengewässer | | | | | | Über- gangs- gewässer |
|------------------------------------|---|---|---|------------|-----------------------------------|--------------------------------------|--------------------------------|
| | NEA1 Euhalines offenes Küsten- gewässer | NEA2 Euhalines Watten- meer | NEA3 Polyhalines offenes Küstengewässer | | NEA4 Polyhalines Wattenmeer | | NEA11 Ästuar |
| Typ | | | | | | | |
| Flussgebiet | Weser | Weser | Weser | Elbe | Weser | Elbe | Weser |
| Ort | äußerste Jade bis Mellum | Jade-busen, Min- sener Oog, Mellum Hoher Weg-West | Außen-Weser | Außen-Elbe | Hoher Weg Ost, Knechtsand | Neuwerk, Scharhörn, Tri- schen | Unterweser - We- sermündung |
| Eulitoral | | | | | | | |
| <i>Zostera noltii</i> | - | ● | - | - | ○ | ● | ● |
| <i>Zostera marina angustifolia</i> | - | ● | - | - | ● | ○ | ● |
| Sublitoral | | | | | | | |
| <i>Zostera marina</i> | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ |

7.1.2 Ausdehnung eulitoralischer Seegrasbestände

Da in den meisten Untersuchungen nicht streng zwischen den beiden eulitoralischen Seegrasformationen unterschieden wird, werden sie im Folgenden in einem gemeinsamen Abschnitt behandelt. Eulitoralische Seegrasbestände sind nur in den Küstengewässertypen NEA2 (Euhalines Wattenmeer) und NEA4 (Polyhalines Wattenmeer) sowie im Übergangsgewässer vertreten (Tab. 29). Die vorliegenden Daten zu ihrer Verbreitung und Ausdehnung sind getrennt nach Wasserkörpern in den Tabellen 31 bis 34

aufgeführt. Bis zur ersten küstenweiten Seegraskartierung von 1993 (KASTLER 1999) liegen die Daten immer nur für begrenzte Küstenabschnitte vor. Eine erste Zusammenschau der bis 1970 vorliegenden Informationen lieferten MICHAELIS et al. (1971) in einer Übersichtskarte. Da dort die *Zostera*-Wiesen nicht streng flächentreu eingetragen sind, wurden dieser Karte nur allgemeine Informationen entnommen. Die Flächenberechnungen erfolgten hingegen nach Georeferenzierung der Darstellungen aus den jeweiligen Original-Veröffentlichungen bzw. -Berichten im GIS-Programm (ESRI ArcGIS 9.0). Es kann daher auch zu geringfügigen Abweichungen zu den Flächenangaben der gleichen Bestände in anderen Arbeiten kommen (z.B. LINKE 1939 in KASTLER & MICHAELIS 1997). Seegrasflächen, für die bereits Dateien im GIS-Format vorlagen (KASTLER & MICHAELIS 1997, ADOLPH et al. 2003) wurden in dieser Form ausgewertet.

Aussagekräftige Flächen-Daten über die Situation vor dem Seegrassterben in den frühen 1930er Jahren liegen nicht vor. Im Allgemeinen wird angenommen, dass ein nahezu geschlossener Gürtel von *Zostera*-Beständen die Küste säumte (MICHAELIS et al. 1971, KASTLER & MICHAELIS 1997). Weitere Seegras-Vorkommen lagen in den Inselwatten und auf den Wattwasserscheiden. Betrachtet man die Ausdehnung der Seegraswiesen seit den 1950er Jahren, so wird deutlich, dass dieser Seegrasgürtel nur an wenigen Stellen eine Breite von 500 m überschritt. Als vorsichtig angenäherter Referenzwert wird deshalb je Kilometer von Watt gesäumter Küstenlinie ein Bestand von 25 ha kalkuliert. Dabei wurde die Länge der Küstenlinie bzw. der Wattwasserscheide als idealisierte Linie geschätzt. Ein standardisiertes Verfahren wurde für die Ermittlung der Längenwerte noch nicht entwickelt. Die in dieser Arbeit benutzten Längen sind den Tabellen 31 – 34 zu entnehmen. Liegt die WWS auf der Grenze zweier Wasserkörper, so wird jedem Wasserkörper jeweils die halbe Breite der kalkulierten Seegrasfläche zugeordnet. Im Wasserkörper NEA11-WESER (Weser-Ästuar) wurde nur der äußere Teil des Mündungstrichters berücksichtigt, da das Seegras hier an seine Verbreitungsgrenze kommt.

Den kalkulierten Referenzwerten für die Flächenausdehnung der Seegraswiesen werden die bisher in Untersuchungen festgestellten Flächenwerte gegenübergestellt. Hier sind vor Allem die Maximalwerte von Interesse. In Tabelle 35 werden schließlich die Referenzwerte für die einzelnen Wasserkörper in die im Kapitel 6.2.1.2 entwickelte Bewertungsmatrix eingetragen und die jeweiligen Klassengrenzen bestimmt.

Das Verfahren, Referenzwerte durch Modellierung einer potentiellen Seegraskarte zu ermitteln (vgl. JONG 2005), konnte im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht durchgeführt werden.

Wasserkörper NEA2-WESER

In Bezug auf die Erfassung der Seegrasbestände ist der Wasserkörper NEA2-WESER eines der am besten untersuchten Gebiete im Bearbeitungsraum (Tab. 31). Bereits 1939 wurde eine umfangreiche Beschreibung des Jadebusen-Wattes veröffentlicht, die auch detaillierte Informationen zu Art und Lage der Seegraswiesen beinhaltete (LINKE 1937). Später folgen Arbeiten von MÜLLER und MICHAELIS an den Küstenabschnitten Butjadingen und Minsen bis Hooksiel (MÜLLER 1957, 1963; MICHAELIS 1970). 1975 bis 1977 wurde der Jadebusen einer erneuten genauen Untersuchung unterzogen und die Seegrasverluste gegenüber 1939 wurden dokumentiert (MICHAELIS 1987). Doch erst nach der Kartierung des westlichen Hohen Weges (MEYER & MICHAELIS 1980) lagen für alle Bereiche des Wasserkörpers Daten zum Seegras vor, wobei die Datenerhebungen z.T. über 40 Jahre auseinanderliegen. 1993 erfolgte dann die ersten küstenweite Seegraskartierung (KASTLER & MICHAELIS 1997), welche dann zwischen 2000-2003 wiederholt wurde (ADOLPH et al. 2003).

An den Küstenabschnitten Jadebusen, Butjadingen West und auf dem Hohen Weg lag die maximal nachgewiesene Seegrasfläche in der Größenordnung des berechneten Referenzwertes. An den Abschnitten Minsen-Schillig, Schillighörn-Hooksiel und Mellum wurde bei Aufnahmen seit den 1960er Jahren der berechnete Referenzwert nie erreicht.

Wasserkörper NEA4-WESER

Die für den Wasserkörper NEA4-WESER recherchierten Seegrasdaten sind in Tabelle 32 aufgelistet. Die freien Watten in der Außenweser wurden zwischen 1964 und 1969 bis auf den östlichen Hohen Weg nacheinander großflächig kartiert (MÜLLER et al. 1965, MICHAELIS 1967, MICHAELIS 1969, MICHAELIS 1976). Die Seegraswiesen sind bis heute nicht mehr in dem damals ermittelten Ausmaß vorgefunden worden. Zur Zeit sind lediglich vom Eversand nennenswerte Seegrasvorkommen geringer Ausdehnung bekannt. Auf dem Knechtsand erreichen die maximal nachgewiesenen Seegrasflächen von 1967 (MICHAELIS 1969) den berechneten Referenzwert. Auf den anderen Wattflächen wurde bislang nie ein Seegrasvorkommen in Referenzgröße festgestellt.

Wasserkörper NEA4-ELBE

Die für den Wasserkörper NEA4-ELBE vorliegenden Seegrasdaten sind Tabelle 33 zu entnehmen. Die frühesten Informationen stammen von 1880: BUCHENAU (1880) berichtet von „*Zostera*-Flächen,“ die „bei Ebbe den Anblick grüner Wiesen gewähren, obwohl die Pflanzeln niemals dichtstehend bei einander stehen“. Insgesamt sei *Z. noltii* „an der Festlandseite entschieden häufiger als in der Nähe der Insel“. 1950 fand KÖTTER (1952) *Zostera marina* und *Z. noltii* mit *Enteromorpha* „auf den Watten zwischen Neuwerk und Scharhörn“. Auch nach COMES & GOETHE (1978) befanden sich 1969 in diesem Gebiet Seegras (*Zostera* sp.) und Algenwiesen (*Ulva* sp.), die sich bis 1973 „noch vergrößert“ hatten. Leider liegen für diese Nachweise bislang keinerlei Flächenangaben vor. Die Kartierungen zwischen 1993 und 2003 (KASTLER & MICHAELIS 1997, ADOLPH et al. 2003) deckten das Gebiet nicht ab. Heute stellen die Seegräser im Nationalpark Hamburgisches Wattenmeer eine „Rarität“ dar (pers. Mitteilung K. JANKE, Nat.Park HH). Ein Monitoring findet nicht statt.

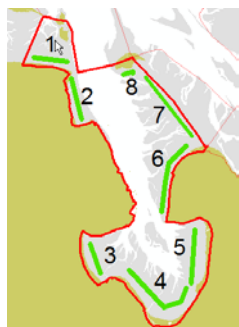
Ob die 1880 oder 1969 auf dem Watt zwischen Neuwerk und Scharhörn nachgewiesenen Bestände den berechneten Referenzwert für die Wattwasserscheide erreichten, ist ungewiss. Für den Küstenstreifen Duhnen-Cuxhaven liegt seit dem Bericht von BUCHENAU lediglich der negative Nachweis durch KASTLER & MICHAELIS (1997) vor.

Wasserkörper NEA11- WESER

In Tabelle 34 sind die vorliegenden Seegrasdaten für das Übergangsgewässer der Weser aufgeführt. Die frühesten Hinweise auf Seegrasbestände in der Wesermündung stammen aus der CHLORIS HANNOVERANA (MEYER 1836). Hier werden Bremerlehe (heute ein Stadtteil von Bremerhaven bei UWkm 70), Cappel und Spieka als Standorte für *Zostera marina* genannt. Erste Flächenaufnahmen erfolgten in den 1950er Jahren zunächst im Wurster Watt (MÜLLER 1955, 1957, 1958) und etwas später an der Küste Butjadingens (MÜLLER 1959, MICHAELIS 1973). Auch die beiden küstenweiten Seegraskartierungen deckten das Gebiet ab (KASTLER & MICHAELIS 1997, ADOLPH et al. 2003).

An beiden Küstenstreifen erreichten die maximal nachgewiesenen Bestände nicht den berechneten Referenzwert.


Tab. 31: Datenüberblick zur Ausdehnung von Seegrasbeständen im Eulitoral: NEA2- WESER (Angaben in km²; x = Einzelpflanzen).

| NEA2 WESER | Seegrasbestände in den Küstenabschnitten [km ²] | | | | | | | | | | Nachweis | | |
|---|---|------------|-------------|------------|------------|----------------------|------------------------|------------|-------------|------------|------------------------------|--------------------------|------------------------|
| | Abschnitt | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | Gesamt | Jadebusen Gesamt | Zeitspanne | Quelle |
|  | Minsen - Schillig | | | | | | | | | | | | |
| Länge der Küste oder Wattwasserscheide (km) | 6 | 6 | 6 | 11 | 8 | 13 | 7 | 3 | 60 | 25 | | | |
| <i>Z. noltii</i> | | | 1,1 | 2,7 | 2,1 | x ¹ | | | | | 5,9 | 1935 - 1937 | LINKE 1939 |
| <i>Z. marina</i> | | | x | x | x | x | | | | | x | | |
| Gesamt | | | 1,1 | 2,7 | 2,1 | x¹ | | | | | 5,9 | | |
| <i>Z. noltii</i> | | | | | | | 3,0 | | | | | 1955-1962 | MÜLLER 1957, 1963 |
| <i>Z. marina</i> | | | | | | | x | | | | | | |
| Gesamt | | | | | | | 3,0 | | | | | | |
| <i>Z. noltii</i> | 0,02 | 0,4 | | | | | | | | | | 1964 | MICHAELIS 1970 |
| <i>Z. marina</i> | x | x | | | | | | | | | | | |
| Gesamt | 0,02 | 0,4 | | | | | | | | | | | |
| <i>Z. noltii</i> | | | 0,2 | 0,2 | 0,2 | | | | | | 0,6 | 1975 - 1977 | MICHAELIS 1987 |
| <i>Z. marina</i> | | | x | 2,3 | x | | | | | | 2,3 | | |
| Gesamt | | | 0,2 | 2,5 | 0,2 | | | | | | 2,9 | | |
| <i>Z. noltii</i> | | | | | | | 2,2 | 0 | 0 | | | 1979 | MEYER & MICHAELIS 1980 |
| <i>Z. marina</i> | | | | | | | 0,5 | 0,7 | 0,2 | | | | |
| Gesamt | | | | | | | 2,7 | 0,7 | 0,2 | | | | |
| Gesamt | 0,02 | 0,4 | 1,1 | 2,7 | 2,1 | 3,0 | 0,7 | 0,2 | 10,2 | 5,9 | Maximum bis 1980 | | |
| <i>Z. noltii</i> | x | 0,2 | 0,01 | 0,3 | 2,5 | 0 | 0 | 0 | 3,0 | 2,8 | 1993 | KASTLER & MICHAELIS 1997 | |
| <i>Z. marina</i> | 0 | x | 0 | 0 | 0,1 | x | 0 | 0 | 0,1 | 0,1 | | | |
| Mischbest. | | | | | 0,6 | | | | 0,6 | 0,6 | | | |
| Gesamt | 0 | 0,2 | 0,01 | 0,3 | 3,1 | x | 0 | 0 | 3,7 | 3,5 | | | |
| Gesamt | 0,02 | 0,4 | 1,2 | 2,7 | 3,2 | 3,0 | 0,7 | 0,2 | 10,3 | 5,9 | Maximum bis 2000 | | |
| <i>Z. noltii</i> | x | 0,1 | 0 | 1,3 | 4,5 | 0,01 | 0 | 0 | 5,9 | 5,8 | 2000 - 2003 | ADOLPH et al. 2003 | |
| <i>Z. marina</i> | x | 0 | 0 | x | x | 0 | 0 | 0 | x | x | | | |
| Gesamt | x | 0,1 | 0 | 1,3 | 4,5 | 0,01 | 0 | 0 | 5,9 | 5,8 | | | |
| Gesamt | 0,02 | 0,4 | 1,2 | 2,7 | 4,5 | 3,0 | 0,7 | 0,2 | 11,6 | 8,4 | Maximum bis 2003 | | |
| berechneter Referenzwert² | 1,5 | 1,5 | 1,5 | 2,6 | 2 | 3,3 | 0,9² | 0,8 | 14,1 | 6,3 | Küstenlänge x 0,25 km | | |

1) Küstenstreifen durch die Kartierung nicht vollständig abgedeckt (0,05 km² + Einzelpflanzen)


2) Überschlagsweise Berechnung der Fläche eines geschlossenen Seegrasgürtels entlang der Küste und auf den Wattwasserscheiden mit einer durchschnittlichen Breite von 250 m - für die Wattwasserscheide auf dem Hohen Weg wird nur die Hälfte der kalkulierten Breite eingesetzt (0,125), da die andere Hälfte im Wasserkörper NEA4 liegt.

Tab. 32: Datenüberblick zur Ausdehnung von Seegrasbeständen im Eulitoral - NEA4-WESER (Angaben in km²; x = Einzelpflanzen).

| NEA4 - WE-SER | Seegrasbestände in den Küstenabschnitten [km ²] | | | | | Nachweis | |
|---|---|-------------|------------|------------|---------------|------------------------------|--------------------------|
| | Abschnitt | 1 | 2 | 3 | 4 | Zeitspanne | Quelle |
|  | Hoher Weg Ost | Eversand | Knechtsand | Klein Watt | Gesamt | | |
| Länge der Küste oder Wattwasserscheide (km) | 7 | 9 | 9 | 3 | 28 | | |
| <i>Z. noltii</i> | | | x | | | 1964 | MÜLLER et al. 1965 |
| <i>Z. marina</i> | | | x | | | | |
| Gesamt | | | 0,2 | | | | |
| <i>Z. noltii</i> | | | | x | | 1965 | MICHAELIS 1967 |
| <i>Z. marina</i> | | | | x | | | |
| Gesamt | | | | 0,1 | | | |
| <i>Z. noltii</i> | | | x | | | 1967 | MICHAELIS 1969 |
| <i>Z. marina</i> | | | 2,5 | | | | |
| Gesamt | | | 2,5 | | | | |
| <i>Z. noltii</i> | | | | | | 1969 | MICHAELIS 1976 |
| <i>Z. marina</i> | | 1,4 | | | | | |
| Gesamt | | 1,4 | | | | | |
| Gesamt | | 1,4 | 2,5 | 0,1 | 4 | Maximum bis 1980 | |
| <i>Z. noltii</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | | 1993 | KASTLER & MICHAELIS 1997 |
| <i>Z. marina</i> | 0 | 0 | x | 0 | | | |
| Gesamt | 0 | 0 | x | 0 | | | |
| Gesamt | 0 | 1,4 | 2,5 | 0,1 | 4 | Maximum bis 2000 | |
| <i>Z. noltii</i> | 0 | 0 | 0 | | | 2000 - 2003 | ADOLPH et al. 2003 |
| <i>Z. marina</i> | 0 | 0,01 | 0 | | | | |
| Gesamt | 0 | 0,01 | 0 | | | | |
| Gesamt | 0 | 1,4 | 2,5 | 0,1 | 4,0 | Maximum bis 2003 | |
| berechneter Referenzwert ¹ | 0,9¹ | 2,3 | 2,3 | 0,8 | 6,3 | Küstenlänge x 0,25 km | |

1) Überschlagsweise Berechnung der Fläche eines geschlossenen Seegrasgürtels entlang der Küste und auf den Wattwasserscheiden mit einer durchschnittlichen Breite von 250 m - für die Wattwasserscheide auf dem Hohen Weg wird nur die Hälfte der kalkulierten Breite eingesetzt (0,125), da die andere Hälfte im Wasserkörper NEA2 liegt.

Tab. 33: Datenüberblick zur Ausdehnung von Seegrasbeständen im Eulitoral - NEA4-ELBE (Angaben in km²; x = Einzelpflanzen).

| NEA4 - ELBE | Seegrasbestände in den Küstenabschnitten [km ²] | | | Nachweis | |
|---|---|-------------------|-----------------|------------------------------|----------------------------------|
| | Abschnitt | 1 | 2 | Zeitspanne | Quelle |
|  | Neuwerk - Scharhörn | Duhnen - Cuxhaven | Gesamt | | |
| Länge der Küste oder Wattwasserscheide (km) | 10 | 9 | 19 | | |
| <i>Z. noltii</i> | • | • | • | 1880 | BUCHENAU 1880 |
| <i>Z. marina</i> | x | x | x | | |
| Gesamt | • | • | • | | |
| <i>Z. noltii</i> | x | | | 1950 | KÖTTER 1952 |
| <i>Z. marina</i> | x | | | | |
| Gesamt | x | | | | |
| <i>Z. noltii</i> | • | | | 1968 | OHDE zit. in COMES & GOETHE 1978 |
| <i>Z. marina</i> | • | | | | |
| Gesamt | • | | | | |
| <i>Z. noltii</i> | • | | | 1974 | COMES & GOETHE 1978 |
| <i>Z. marina</i> | • | | | | |
| Gesamt | • | | | | |
| Gesamt | • | • | • | Maximum bis 1980 | |
| <i>Z. noltii</i> | | 0 | | 1993 | KASTLER & MICHAELIS 1997 |
| <i>Z. marina</i> | | 0 | | | |
| Gesamt | | 0 | | | |
| Gesamt | • | • | • | Maximum bis 2000 | |
| <i>Z. noltii</i> | | | | 2000 - 2003 | ADOLPH et al. 2003 |
| <i>Z. marina</i> | | | | | |
| Gesamt | | | | | |
| Gesamt | • | • | < 0,0 | Maximum bis 2003 | |
| berechneter Referenzwert ¹ | 2,5 | 2,3 | 4,8 | Küstenlänge x 0,25 km | |

1) Übersichtsweise Berechnung der Fläche eines geschlossenen Seegrasgürtels entlang der Küste und auf den Wattwasserscheiden mit einer durchschnittlichen Breite von 250 m.

Tab. 34: Datenüberblick zur Ausdehnung von Seegrasbeständen im Eulitoral - NEA11-WESER (Angaben in km²; x = Einzelpflanzen).

| NEA11 – WESER | Seegrasbestände in den Küstenabschnitten [km ²] | | | Nachweis | | |
|--|---|------------|------------|------------------------------|--------------------------|--------|
| | Abschnitt | 1 | 2 | | | |
| | Butjadingen Ost | | | Gesamt | Zeitspanne | Quelle |
| | Wurster Küste | | | | | |
| Länge der Küste [km] | 10 | 20 | 30 | | | |
| <i>Z. noltii</i> | | | | 1954-1957 | MÜLLER 1955, 1957, 1958 | |
| <i>Z. marina</i> | | | | | | |
| Gesamt | | 0,7 | | | | |
| <i>Z. noltii</i> | | | | 1959 | MÜLLER 1959 | |
| <i>Z. marina</i> | | | | | | |
| Gesamt | 0,5 | | | | | |
| <i>Z. noltii</i> | 0,5 | | | 1968 | MICHAELIS 1973 | |
| <i>Z. marina</i> | | | | | | |
| Gesamt | 0,5 | | | | | |
| Gesamt | 0,5 | 0,7 | 1,2 | Maximum bis 1980 | | |
| <i>Z. noltii</i> | 1,9 | 0,1 | 1,9 | 1993 | KASTLER & MICHAELIS 1997 | |
| <i>Z. marina</i> | 0 | x | 0 | | | |
| Gesamt | 1,9 | 0,1 | 1,9 | | | |
| Gesamt | 1,9 | 0,7 | 2,6 | Maximum bis 2000 | | |
| <i>Z. noltii</i> | 0,2 | x | 0,2 | 2000 - 2003 | ADOLPH et al. 2003 | |
| <i>Z. marina</i> | x | 0 | x | | | |
| Gesamt | 0,2 | x | 0,2 | | | |
| Gesamt | 1,9 | 0,7 | 2,6 | Maximum bis 2003 | | |
| berechneter Referenzwert ¹ | 2,5 | 5,0 | 7,5 | Küstenlänge x 0,25 km | | |

1) Übersichtsweise Berechnung der Fläche eines geschlossenen Seegrasgürtels entlang der Küste und auf den Wattwasserscheiden mit einer durchschnittlichen Breite von 250 m.

Tab. 35: Qualitätsmerkmal „Ausdehnung eulitoral Seegrasbestände“ : Bewertungsschema für die Wasserkörper im Bearbeitungsgebiet nach Einsetzen der ermittelten Referenzwerte.

| Wasserkörper | Referenz | gut | mäßig | un- befriedigend | schlecht |
|---|---|-----------|----------------------|----------------------|-------------------|
| | größte je ermittelte Ausdehnung (=100%) mit Abweichungen bis <30% | | 30 - <40% Verlust | 40 - <60% Verlust | 60-80% Verlust |
| „historischer“ Referenzwert (bisheriges Maximum) | | | | | |
| NEA2 - WESER | 11,6 – 8,2 | 8,1 – 8,9 | 7,0 – 4,7 | 4,6 – 2,3 | < 2,3 |
| NEA4 - WESER | 4,0 – 2,9 | 2,8 – 2,5 | 2,4 – 1,7 | 1,6 – 0,8 | < 0,8 |
| NEA4 - ELBE | > 0 | ? | ? | ? | ? |
| NEA11 - WESER | 2,6 – 1,9 | 1,8 – 1,7 | 1,6 – 1,1 | 1,0 – 0,5 | < 0,5 |
| berechneter Referenzwert | | | | | |
| NEA2 - WESER | 14,1 – 10,0 | 9,9 – 8,5 | 8,6 – 5,7 | 5,6 – 2,8 | < 2,8 |
| NEA4 - WESER | 6,3 – 4,5 | 4,4 – 3,7 | 3,8 – 2,6 | 2,5 – 1,3 | < 1,3 |
| NEA4 - ELBE | 4,8 – 3,5 | 3,4 – 3,0 | 2,9 – 2,0 | 1,9 – 1,0 | < 1,0 |
| NEA11 - WESER | 7,5 – 5,4 | 5,3 – 4,6 | 4,5 – 3,1 | 3 – 1,5 | 1,5 |

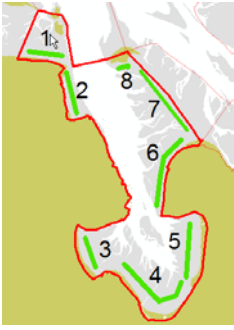
7.1.3 Dichte der Seegrasbestände

In den Tabellen 36 - 38 sind die Daten über den Bedeckungsgrad innerhalb Seegraswiesen für die Wasserkörper NEA2-WESER, NEA4-WESER und NEA11-WESER zusammengestellt. Für NEA4-ELBE liegen keine Angaben vor. Da die Dichte innerhalb der Seegraswiesen sehr stark variieren kann, ist für die meisten Bestände ein Dichtebereich angegeben. Differenziertere Daten liegen zur Zeit nicht vor. Auch ist ein standardisiertes Verfahren zur Bestimmung der mittleren Dichte eines Bestandes bzw. der Bestände eines Wasserkörpers noch nicht entwickelt. Den historischen Vergleichsdaten aus dem Bearbeitungsgebiet fehlt häufig eine Angabe zur Besiedlungsdichte, oder sie ist nur allgemein formuliert, so dass die Datengrundlage zur Bewertung der Dichte von Seegraswiesen bisher sehr lückenhaft und kaum belastbar ist.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass nur in Wasserkörper NEA2-WESER (Jadebusen) jemals Seegrasbestände in Dichten über 60% Bedeckung (Klasse 5) angetroffen wurden. In den anderen Gebieten lag die Maximaldichte bei Klasse 4 (20-60%) oder darunter.


Tab. 36: Datenüberblick zur Dichte von Seegrasbeständen im Eulitoral - NEA2-WESER.

x = Einzelvorkommen (<5%),
 3 = 5-20% oder „lockere Bestände“,
 4 = 20-60% oder „dichte *Z. marina* Bestände“,
 5 = 60-100% oder „dichte *Z. noltii* Bestände“,
 ? = Dichte der Bestände unbekannt.

| NEA2 – WESER | Bedeckungsgrad in Seegraswiesen | | | | | | | | | | Nachweis | | |
|---|---------------------------------|-----------------------|----------------|--------------|---------------|------------------|----------------|----------|------------|------------|------------------|-------------|--------------------------|
| | Abschnitt | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | Gesamt | Jadebusen Gesamt | Zeitspanne | Quelle |
|  | Minsen - Schillig | Schillighörn-Hooksiel | Jadebusen-West | Jadebusen SW | Jadebusen-Ost | Butjadingen-West | Hoher Weg West | Mellum | | | | | |
| Länge der Küste oder Wattwasserscheide (km) | 6 | 6 | 6 | 11 | 8 | 13 | 7 | 3 | 60 | 25 | | | |
| <i>Z. noltii</i> | | | 3-5 | 3-5 | 3-5 | x-3 | | | | | 3-5 | 1935 - 1937 | LINKE 1939 |
| <i>Z. marina</i> | | | x | x | x | x | | | | | x | | |
| Gesamt | | | 3-5 | 3-5 | 3-5 | x-3 | | | | | 3-5 | | |
| <i>Z. noltii</i> | | | | | | x-3 | | | | | | 1955-1962 | MÜLLER 1957, 1963 |
| <i>Z. marina</i> | | | | | | x | | | | | | | |
| Gesamt | | | | | | x-3 | | | | | | | |
| <i>Z. noltii</i> | ? | ? | | | | | | | | | | 1964 | MICHAELIS 1970 |
| <i>Z. marina</i> | x | x | | | | | | | | | | | |
| Gesamt | ? | ? | | | | | | | | | | | |
| <i>Z. noltii</i> | | | ? | ? | ? | | | | | | ? | 1975 - 1977 | MICHAELIS 1987 |
| <i>Z. marina</i> | | | x | ? | x | | | | | | ? | | |
| Gesamt | | | ? | ? | ? | | | | | | ? | | |
| <i>Z. noltii</i> | | | | | | ? | 0 | 0 | | | | 1979 | MEYER & MICHAELIS 1980 |
| <i>Z. marina</i> | | | | | | ? | ? | ? | | | | | |
| Gesamt | | | | | | ? | ? | ? | | | | | |
| <i>Z. noltii</i> | x | 4-5 | 4 | 4 | 4 | 0 | 0 | 0 | 4-5 | 4-5 | | 1993 | KASTLER & MICHAELIS 1997 |
| <i>Z. marina</i> | 0 | x | 0 | 0 | 3 | x | 0 | 0 | 3 | 3 | | | |
| Gesamt | 0 | 4-5 | 4 | 4 | 3-4 | x | 0 | 0 | 3-5 | 3,5 | | | |
| <i>Z. noltii</i> | x | 3-5 | 0 | 3-5 | 3-5 | 4 | 0 | 0 | 3-5 | 3-5 | | 2000 - 2003 | ADOLPH et al. 2003 |
| <i>Z. marina</i> | x | 0 | 0 | x | x | 0 | 0 | 0 | x | x | | | |
| Gesamt | x | 3-5 | 0 | 3-5 | 3-5 | 4 | 0 | 0 | 3-5 | 3-5 | | | |

Tab. 37: Datenüberblick zur Dichte von Seegrasbeständen im Eulitoral - NEA4-WESER.

x = Einzelvorkommen (<5%),
 3 = 5-20% oder „lockere Bestände“,
 4 = 20-60% oder „dichte *Z. marina* Bestände“,
 5 = 60-100% oder „dichte *Z. noltii* Bestände“,
 ? = Dichte der Bestände unbekannt.

| NEA4 – WESER | Bedeckungsgrad in Seegraswiesen | | | | | Nachweis | |
|---|---------------------------------|----------|------------|------------|------------|-------------|--------------------------|
| | Abschnitt | 1 | 2 | 3 | 4 | Zeitspanne | Quelle |
|  | Hoher Weg Ost | | Eversand | Knechtsand | Klein Watt | | |
| Länge der Küste oder Wattwasserscheide | 7 | 9 | 9 | 3 | 28 | | |
| <i>Z. noltii</i> | | | | 3-4 | | 1964 | MÜLLER et al. 1965 |
| <i>Z. marina</i> | | | | 3-4 | | | |
| Gesamt | | | 3-4 | | | | |
| <i>Z. sp</i> | | | | 3-4 | | 1965 | MICHAELIS 1967 |
| Gesamt | | | | 3-4 | | | |
| <i>Z. noltii</i> | | | x | | | 1967 | MICHAELIS 1969 |
| <i>Z. marina</i> | | | 3 | | | | |
| Gesamt | | | 3 | | | | |
| <i>Z. noltii</i> | | | | | | 1969 | MICHAELIS 1976 |
| <i>Z. marina</i> | | 4 | | | | | |
| Gesamt | | 4 | | | | | |
| <i>Z. noltii</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1993 | KASTLER & MICHAELIS 1997 |
| <i>Z. marina</i> | 0 | 0 | x | 0 | x | | |
| Gesamt | 0 | 0 | x | 0 | x | | |
| <i>Z. noltii</i> | 0 | 0 | 0 | | | 2000 - 2003 | ADOLPH et al. 2003 |
| <i>Z. marina</i> | 0 | 3 | 0 | | | | |
| Gesamt | 0 | 3 | 0 | | | | |

Tab. 38: Datenüberblick zur Dichte von Seegrasbeständen im Eulitoral - NEA11-WESER.

x = Einzelvorkommen (<5%),
 3 = 5-20% oder „lockere Bestände“,
 4 = 20-60% oder „dichte *Z. marina* Bestände“,
 5 = 60-100% oder „dichte *Z. noltii* Bestände“,
 ? = Dichte der Bestände unbekannt.

| NEA11 – WESER | Bedeckungs- grad in Seegraswiesen | | | Nachweis | |
|----------------------|---|------------|------------|----------------|--------------------------------|
| | Abschnitt | 1 | 2 | Zeitspanne | Quelle |
| | Butjadingen Ost | | | | |
| | Wurster Küste | | | | |
| Länge der Küste [km] | 10 | 20 | 30 | | |
| <i>Z. noltii</i> | | | | 1954- 1957 | MÜLLER 1955, 1957, 1958 |
| <i>Z. marina</i> | | | | | |
| Gesamt | | 3-4 | | | |
| <i>Z. noltii</i> | | | | 1959 | MÜLLER 1959 |
| <i>Z. marina</i> | | | | | |
| Gesamt | ? | | | | |
| <i>Z. noltii</i> | 3-4 | | | 1968 | MICHAELIS 1973 |
| <i>Z. marina</i> | | | | | |
| Gesamt | 3-4 | | | | |
| <i>Z. noltii</i> | 4 | 4 | 4 | 1993 | KASTLER & MICHAELIS 1997 |
| <i>Z. marina</i> | 0 | x | 0 | | |
| Gesamt | 4 | 4 | 4 | | |
| <i>Z. noltii</i> | 3-4 | x | 3-4 | 2000 - 2003 | ADOLPH et al. 2003 |
| <i>Z. marina</i> | x | 0 | x | | |
| Gesamt | 3-4 | x | 3-4 | | |

7.2 Makroalgen

7.2.1 Artenspektrum mariner Makroalgen

Die Datengrundlage in Bezug auf das Artenspektrum der Makroalgen bzw. der Rot- und Braunalgen im Bearbeitungsgebiet ist sehr lückenhaft und eine separate Betrachtung der einzelnen Wasserkörper ist daher nahezu ausgeschlossen. Die Nachweise aus den historischen Quellen (JÜRGENS 1835, EIBEN 1871, HAUCK 1885) sind sämtlich den Gewässer-Typen NEA2 oder NEA4 (Ems und Weser) zuzuordnen. Tabelle 39 gibt eine Zusammenfassung der Nachweise für Rot- und Braunalgen im Bearbeitungsgebiet (zusammen mit den Einträgen in die Florenliste und Zuordnung zu den ökologischen Gruppen, Details sind der Gesamtliste in Tab. 7 zu entnehmen).

Tab. 39: Nachweise von Braun- und Rotalgen im Niedersächsischen Wattenmeer (Zusammenfassung aus Tab. 7, Erklärungen siehe dort).

| Art | Ökologische Gruppe (ESG) | Florenliste/Rote Liste Niedersächs. Wattenmeer (SCHORIES et al. 1996) | vor 1930 | 1931-1960 | 1961-1990 | seit 1990 |
|------------------------------------|--------------------------|---|----------|-----------|-----------|-----------|
| Phaeophyta | | | | | | |
| <i>Ascophyllum nodosum</i> | 1 | im Gebiet fehlend | • | • | | • |
| <i>Chorda filum</i> | 2 | R | • | • | | |
| <i>Cystoseira baccata</i> | 1 | | • | | | |
| <i>Desmarestia ligulata</i> | 1 | | • | | | |
| <i>Ectocarpus gracillimus</i> | 2 | | • | | | |
| <i>Ectocarpus patens</i> | 2 | | • | | | |
| <i>Ectocarpus siliculosus</i> | 2 | X | • | | • | |
| <i>Ectocarpus tomentosus</i> | 2 | | • | | | |
| <i>Elachista fucicola</i> | 2 | X | • | | • | |
| <i>Fucus serratus</i> | 1 | im Gebiet fehlend | | • | | |
| <i>Fucus spiralis</i> | 1 | D | | • | | • |
| <i>Fucus vesiculosus</i> | 1 | X | • | • | • | • |
| <i>Fucus vesiculosus f. mytili</i> | 1 | X | | | • | |
| <i>Halidrys siliquosa</i> | 1 | im Gebiet fehlend | | • | | |
| <i>Petalonia fascia</i> | 2 | X | | | • | |
| <i>Pylaiella littoralis</i> | 2 | X | • | • | • | |
| <i>Ralfsia verrucosa</i> | 1 | X | | • | • | |
| <i>Scytosiphon lomentaria</i> | 2 | X | | | • | |
| Rhodophyta | | | | | | |
| <i>Aglaothamnion roseum</i> | 2 | | • | | | |
| <i>Bangia atropurpurea</i> | 2 | im Gebiet fehlend | | • | • | |
| <i>Callithamnion tetragonum</i> | 2 | | • | | | |
| <i>Callithamnion tetricum</i> | 2 | | • | | | |
| <i>Ceramium diaphanum</i> | 2 | | • | | | |
| <i>Ceramium virgatum</i> | 2 | X | • | | | • |
| <i>Gracilaria gracilis</i> | 2 | 2 | • | | | • |
| <i>Halurus flosculosus</i> | 1 | | • | | | |
| <i>Plocamium cartilagineum</i> | 2 | im Gebiet fehlend | • | | | |
| <i>Polysiphonia allochroa</i> | 2 | | • | | | |
| <i>Polysiphonia elongata</i> | 2 | X | • | | | |
| <i>Polysiphonia fibrillosa</i> | 2 | im Gebiet fehlend | • | | | |
| <i>Polysiphonia fucoides</i> | 2 | X | • | | | |
| <i>Polysiphonia nigescens</i> | 2 | X | | • | | |
| <i>Porphyra purpurea</i> | 2 | X | • | | • | • |
| <i>Porphyra umbilicalis</i> | 2 | X | | • | • | • |
| <i>Rhodochorton purpureum</i> | 2 | im Gebiet fehlend | • | | | |

Um den Referenzwert für das Qualitätsmerkmal „Artenpektrum“ bzw. „Artenzahl von Braun- und Rotalgen“ zu bestimmen, soll zunächst die „historische“ Anzahl von Rot- und Braunalgen im Gebiet ermittelt werden. Da weder für den Ort (Bearbeitungsgebiet Weser/Elbe) noch für die Zeit („durch menschliche Aktivitäten unbeeinflusst“) ausreichende Informationen zum Vorkommen von Algen vorliegen, werden Nachweise aus angrenzenden Gebieten und bis zum Jahr 1960 berücksichtigt bzw. zum Vergleich herangezogen (vgl. Bezugszeitraum für die Rote Liste u. Florenliste = 1870 – 1960, SCHORIES et al. 1996). Eine Gegenüberstellung der verschiedenen Quellen wird in Tabelle 40 gegeben. Außer der Arbeit von HARTOG (1959), der innerhalb einer Untersuchung Hartsubstrate an ca. 30 Orten und in verschiedenen Tiefen systematisch beprobt hat, basieren diese Quellen auf der Kombination der Ergebnisse mehrerer Einzeluntersuchungen verschiedener Autoren und entsprechend kumulativen Artenlisten.

Tab. 40: Anzahl von Grün-, Rot- und Braun-Algen in verschiedenen Gebieten der Wattenmeerküste nach Nachweisen bis 1960.

| Quelle | Anzahl Einzelquellen | Ort | Artenzahl Makroalgen | | | | Verhältnis (gerundet) | |
|--|----------------------|-------------------------------|----------------------|------|-----|-------|-----------------------|---------|
| | | | mehr-jährige | Grün | Rot | Braun | G/R/B | R/B |
| HARTOG 1959 | 1 | Wattenmeer NL | 6 | 23 | 22 | 21 | 1 : 1 : 1 | 1 : 1 |
| SCHORIES et al. 1997 | 10 | Wattenmeer Sylt | 15 | 35 | 33 | 27 | 1 : 1 : 1 | 1 : 1 |
| SCHORIES et al. 1996 | ? | Wattenmeer Schleswig-Holstein | 14 | 42 | 27 | 18 | 2 : 1,5 : 1 | 1,5 : 1 |
| | | Wattenmeer Niedersachsen | 12 | 34 | 24 | 14 | 2 : 1,7 : 1 | 1,7 : 1 |
| diese Arbeit (nur Originalquellen aus Tab. 7 bzw. Tab. 41) | 22 | Wattenmeer Niedersachsen | 9 | 28 | 17 | 9 | 3 : 2 : 1 | 2 : 1 |

Tab. 41: Anzahl von Grün-, Rot- und Braun-Algen im Untersuchungsgebiet nach Nachweisen aus Einzeluntersuchungen bis 1960.

| Quelle | Anzahl Einzelquellen | Ort | Artenzahl Makroalgen | | | | Verhältnis (gerundet) | |
|-------------|----------------------|-----------------------------------|----------------------|------|-----|-------|-----------------------|---------|
| | | | mehr-jährige | Grün | Rot | Braun | G/R/B | R/B |
| EIBEN 1871 | 1 | Ostfriesisches Wattenmeer | 2 | 14 | 6 | 6 | 2 : 1 : 1 | 1 : 1 |
| PRIGGE 1960 | 1 | Ostfriesisches Wattenmeer, Bühnen | 4 | 6 | 3 | 5 | 2 : 1 : 1,7 | 1 : 1,7 |

Mit kumulativen Artenlisten kann man sich der maximal zu erwartenden Artenzahl des Gebietes annähern. Wie viele Arten bei einer Einzeluntersuchung in einem Wasserkörper gefunden werden, ist dagegen, außer von der Wasserqualität und weiteren Umweltfaktoren, in sehr starkem Maße vom Monitoringaufwand abhängig. Deshalb können Referenzwerte nicht aus kumulativen Artenlisten entnommen werden, sondern müssen anhand von Einzeluntersuchungen in der Art des Monitorings ermittelt werden. Da bislang keine Daten dieser Art vorliegen, schlage ich vor, die Werte aus den Untersuchungen von EIBEN (1871) und PRIGGE (1960) (Tab. 41) als erste Orientierung im Sinne einer Unter-

grenze für die Referenzwert zu verwenden. Bei Anwendung der in Kapitel 6.2.2.1 (Tab. 23) vorgeschlagenen Klassengrenzen ergibt sich damit folgendes Schema (Tab. 42).

Da sich die Referenzwerte auf Küstengewässer beziehen, kann das Schema in dieser Form nicht für das Übergangsgewässer (NEA11-Weser) angewendet werden.

Tab. 42: Qualitätsmerkmal „Artenspektrum mariner Makroalgen“ : Bewertungsschema nach Einsetzen der vorgeschlagenen Referenzwerte.

| Qualitätsmerkmal | Referenz | gut | mäßig | un- befriedigend | schlecht |
|---|----------|--------|-------|-----------------------|----------|
| Anzahl von Rot- und Braunalgen- Arten * | ≥ 12 | 7 - 11 | 4 - 6 | 1 - 3 | 0 |
| Anzahl mehrjähriger Arten* | ≥ 4 | 2 - 3 | 1 | keine mehrjährige Art | |

*) Arten aus der Referenzartenliste (Tab. 7 bzw. Tab. 39) ohne Neophyten.

7.2.2 Ausdehnung von Grünalgenbeständen

Um das im Kapitel 6.2.2.2 (Tab. 25) vorgestellte Bewertungs-System für das Qualitätsmerkmal „Ausdehnung von Grünalgenbeständen“ für die einzelnen Wasserkörper zu kalibrieren, werden im folgenden Abschnitt die Datengrundlagen dokumentiert (Tab. 43 - 49) und ausgewertet. Dabei werden sowohl die Gesamtflächengrößen mit Dichten >1% aufgelistet, als auch die auf eine Dichte von 100% normalisierten Flächengrößen (vgl. Kapitel 6.2.2.2). In Tabelle 50 sind die Klassifizierungen für die einzelnen Wasserkörper zusammengestellt.

Tab. 43: Ausdehnung von Grünalgenbeständen im Eulitoral: - Datenüberblick für NEA1- WESER und Kalibrierung des Bewertungssystems (Angaben in km²)
– die Bewertung der einzelnen Jahresmaxima wird farblich angezeigt.

| NEA1- WESER | Ausdehnung von Grünalgenbeständen (km ²) | | | Jahr Ort | Quelle | |
|---------------------|--|------|------|-----------------------------|---------------------------------------|------------------------------|
| | Dichte | >1% | >50% | | | normali- siert (100%) |
| vor 1950 | keine Daten | | | | | |
| 1950 - 1980 | | | | | | |
| 1990 | 0,30 | 0,3 | 0,20 | 1990 – 2004 NEA1 - WESER | Makroalgen Monitoring des NLWKN | |
| 1991 | 0,32 | 0 | 0,07 | | | |
| 1992 | 0,55 | 0,02 | 0,19 | | | |
| 1993 | 0,25 | 0,25 | 0,16 | | | |
| 1994 | 0,14 | 0 | 0,05 | | | |
| 1995 | 0,00 | 0 | 0,00 | | | |
| 1996 | 0,00 | 0 | 0,00 | | | |
| 1997 | 0,00 | 0 | 0,00 | | | |
| 1998 | 0,00 | 0 | 0,00 | | | |
| 1999 | 0,00 | 0 | 0,00 | | | |
| 2000 | 0,00 | 0 | 0,00 | | | |
| 2001 | 0,57 | 0 | 0,06 | | | |
| 2002 | 0,00 | 0 | 0,00 | | | |
| 2003 | 0,00 | 0 | 0,00 | | | |
| 2004 | 0,00 | 0 | 0,00 | | | |
| | | | | NEA1- WESER | Dichte >1% | normalisiert 100% |
| | | | | schlecht | > 0,5 | > 0,2 |
| Max. seit 1990 * | 0,48 | | 0,18 | un- befriedigend | 0,2 - 0,5 | 0,07 – 0,2 |
| 40% vom Maximum | 0,19 | | 0,07 | mäßig | 0,05 – 0,1 | 0,02 – 0,06 |
| 10% vom Maximum | 0,05 | | 0,02 | gut | < 0,05 | < 0,02 |

* Mittelwert aus den drei Höchstwerten

Tab. 44: Ausdehnung von Grünalgenbeständen im Eulitoral: - Datenüberblick für NEA2- WESER und Kalibrierung des Bewertungssystems (Angaben in km²)
 – die Bewertung der einzelnen Jahresmaxima wird farblich angezeigt.

| NEA2- WESER | Ausdehnung von Grünalgenbeständen (km²) | | | | | |
|------------------------|---|---------------------|--------------------------------|-----------------------------|---------------------------------------|------------------------------|
| Dichte | >1% | >50% | normalisiert (100%) | Jahr Ort | Quelle | |
| vor 1950 | X (maximal 16 Pfl./m ²) | | | 1935 Jadebusen | LINKE 1939 | |
| 1950 - 1980 | | 0,2 km ² | | 1975-77 Jadebusen | MICHAELIS 1987 | |
| | 2,8 km ² „dichtere Vorkommen, die den Eindruck geschlossener Bestände vermitteln“ | | | 1979 Hoher Weg West | MEYER & MICHAELIS 1980 | |
| 1990 | 15,18 | 5,53 | 6,02 | 1990 – 2004 NEA2 - WESER | Makroalgen Monitoring des NLWKN | |
| 1991 | 20,93 | 5,65 | 6,41 | | | |
| 1992 | 26,42 | 4,03 | 6,18 | | | |
| 1993 | 16,09 | 4,14 | 6,65 | | | |
| 1994 | 9,78 | 2,29 | 2,50 | | | |
| 1995 | 6,95 | 1,06 | 1,95 | | | |
| 1996 | 8,48 | 0,42 | 1,35 | | | |
| 1997 | 8,36 | 0,56 | 1,41 | | | |
| 1998 | 5,82 | 0,00 | 1,32 | | | |
| 1999 | 10,37 | 0,92 | 2,26 | | | |
| 2000 | 5,49 | 2,64 | 2,16 | | | |
| 2001 | 13,43 | 1,08 | 2,12 | | | |
| 2002 | 15,55 | 2,92 | 3,22 | | | |
| 2003 | 14,06 | 0,58 | 1,51 | | | |
| 2004 | 10,51 | 4,71 | 3,40 | | | |
| | | | | NEA2- WESER | Dichte >1% | normalisiert 100% |
| | | | | schlecht | > 21 | > 6 |
| Max. seit 1990* | 21,15 | | 6,41 | un- befriedigend | 8 - 21 | 4 - 6 |
| 40% vom Maximum | 8,46 | | 2,57 | mäßig | 2 - 7 | 0,6 – 3 |
| 10% vom Maximum | 2,11 | | 0,64 | gut | <2 | < 0,6 |

* Mittelwert aus den drei Höchstwerten

Tab. 45: Ausdehnung von Grünalgenbeständen im Eulitoral: - Datenüberblick für NEA3- WESER und Kalibrierung des Bewertungssystems (Angaben in km²)
 – die Bewertung der einzelnen Jahresmaxima wird farblich angezeigt.

| NEA3- WESER | Ausdehnung von Grünalgenbeständen (km ²) | | | | | |
|---------------------|--|-----|------|-----------------------------|---------------------------------------|------------------------------|
| | Dichte | >1% | >50% | normali- siert (100%) | Jahr Ort | Quelle |
| vor 1950 | keine Daten | | | | | |
| 1950 - 1980 | | | | | | |
| 1990 | 0,44 | 0 | 0,15 | 1990 – 2004 NEA3 - WESER | Makroalgen Monitoring des NLWKN | |
| 1991 | 0,00 | 0 | 0,00 | | | |
| 1992 | 0,46 | 0 | 0,08 | | | |
| 1993 | 0,32 | 0,2 | 0,13 | | | |
| 1994 | 0,00 | 0 | 0,00 | | | |
| 1995 | 0,00 | 0 | 0,00 | | | |
| 1996 | 0,10 | 0 | 0,00 | | | |
| 1997 | 0,00 | 0 | 0,00 | | | |
| 1998 | 0,00 | 0 | 0,00 | | | |
| 1999 | 0,35 | 0 | 0,12 | | | |
| 2000 | 0,00 | 0 | 0,00 | | | |
| 2001 | 0,06 | 0 | 0,00 | | | |
| 2002 | 0,00 | 0 | 0,00 | | | |
| 2003 | 0,02 | 0 | 0,00 | | | |
| 2004 | 0,20 | 0 | 0,01 | | | |
| | | | | NEA3- WESER | Dichte >1% | normalisiert 100% |
| | | | | schlecht | > 0,4 | > 0,1 |
| Max. seit 1990 * | 0,42 | | 0,13 | un- befriedigend | 0,2 – 0,4 | 0,05 – 0,1 |
| 40% vom Maximum | 0,17 | | 0,05 | mäßig | 0,04 – 0,1 | 0,01 – 0,04 |
| 10% vom Maximum | 0,04 | | 0,01 | gut | < 0,04 | < 0,01 |

* Mittelwert aus den drei Höchstwerten

Tab. 46: Ausdehnung von Grünalgenbeständen im Eulitoral: - Datenüberblick für NEA3- Elbe (west) und Kalibrierung des Bewertungssystems (Angaben in km²)
 – die Bewertung der einzelnen Jahresmaxima wird farblich angezeigt.

| NEA3-ELBE (West) | Ausdehnung von Grünalgenbeständen (km ²) | | | | | |
|------------------|--|------|------|---------------------------------|---------------------------------------|--------------------------|
| | Dichte | >1% | >50% | normalisiert (100%) | Jahr Ort | Quelle |
| vor 1950 | keine Daten | | | | | |
| 1950 - 1980 | | | | | | |
| 1990 | 0,49 | 0 | 0,32 | 1990 – 2004 NEA3 - ELBE west | Makroalgen Monitoring des NLWKN | |
| 1991 | 5,89 | 0,49 | 2,81 | | | |
| 1992 | 2,26 | 2,5 | 0,26 | | | |
| 1993 | 1,33 | 0 | 0,10 | | | |
| 1994 | 0,22 | 0 | 0,01 | | | |
| 1995 | 0,95 | 0 | 0,30 | | | |
| 1996 | 0,84 | 0 | 0,02 | | | |
| 1997 | 0,55 | 0 | 0,19 | | | |
| 1998 | 0,40 | 0 | 0,05 | | | |
| 1999 | 0,30 | 0 | 0,04 | | | |
| 2000 | 1,94 | 0 | 0,25 | | | |
| 2001 | 2,10 | 0,09 | 0,05 | | | |
| 2002 | 1,14 | 0 | 0,31 | | | |
| 2003 | 0,80 | 0 | 0,19 | | | |
| 2004 | 0,49 | 0,27 | 0,32 | | | |
| | | | | NEA1-ELBE (West) | Dichte >1% | normalisiert 100% |
| | | | | schlecht | > 3 | > 1 |
| Max. seit 1990 * | 3,42 | | 1,15 | unbefriedigend | 1,4 - 3 | 0,5 - 1 |
| 40% vom Maximum | 1,37 | | 0,46 | mäßig | 0,3 – 1,3 | 0,1 – 0,4 |
| 10% vom Maximum | 0,34 | | 0,12 | gut | < 0,3 | < 0,1 |

* Mittelwert aus den drei Höchstwerten

Tab. 47: Ausdehnung von Grünalgenbeständen im Eulitoral: - Datenüberblick für NEA4- WESER und Kalibrierung des Bewertungssystems (Angaben in km²) – die Bewertung der einzelnen Jahresmaxima wird farblich angezeigt.

| NEA4-WESER | Ausdehnung von Grünalgenbeständen (km²) | | | | | |
|--------------------|---|----------------|----------------------------|-----------------------------|---------------------------------------|--------------------------|
| Dichte | >1% | >50% | normalisiert (100%) | Jahr Ort | Quelle | |
| vor 1950 | keine Daten | | | | | |
| 1950 - 1980 | 0,01 km ² eingestreut in eine <i>Zostera</i> Wiese | | | 1963 Knechtsand | MÜLLER et al. 1965) | |
| | 1,5 km ² | X | | 1967 Knechtsand | KOEMAN 1975 | |
| 1990 | 12,12 | 1,17 | 3,75 | 1990 – 2004 NEA4 – WESER | Makroalgen Monitoring des NLWKN | |
| 1991 | 40,82 | 14,19 | 14,78 | | | |
| 1992 | 24,31 | 2,67 | 7,68 | | | |
| 1993 | 18,37 | 3,67 | 6,14 | | | |
| 1994 | 5,71 | 1,01 | 2,02 | | | |
| 1995 | 1,31 | 0,69 | 0,51 | | | |
| 1996 | 6,69 | 0,41 | 1,84 | | | |
| 1997 | 0,63 | 0 | 0,20 | | | |
| 1998 | 0,63 | 0 | 0,07 | | | |
| 1999 | 5,51 | 0,85 | 1,24 | | | |
| 2000 | 5,99 | 1,22 | 1,82 | | | |
| 2001 | 7,87 | 0,69 | 1,41 | | | |
| 2002 | 9,04 | 0,74 | 1,60 | | | |
| 2003 | 22,80 | 0 | 1,19 | | | |
| 2004 | 9,11 | 1,01 | 1,61 | | | |
| | | | | NEA4-WESER | Dichte >1% | normalisiert 100% |
| | | | | schlecht | > 30 | > 10 |
| Max. seit 1990 * | 29,31 | | 9,53 | unbefriedigend | 12 - 30 | 5 - 10 |
| 40% vom Maximum | 11,72 | | 3,81 | mäßig | 3 - 11 | 1 - 4 |
| 10% vom Maximum | 2,93 | | 0,95 | gut | < 3 | < 1 |

* Mittelwert aus den drei Höchstwerten

Tab. 48: Ausdehnung von Grünalgenbeständen im Eulitoral: - Datenüberblick für NEA4- ELBE-West und Kalibrierung des Bewertungssystems (Angaben in km²)
 – die Bewertung der einzelnen Jahresmaxima wird farblich angezeigt.

| NEA4-ELBE (West) | Ausdehnung von Grünalgenbeständen (km ²) | | | | | |
|------------------|--|------|------|----------------------------------|---------------------------------------|--------------------------|
| | Dichte | >1% | >50% | normalisiert (100%) | Jahr Ort | Quelle |
| vor 1950 | keine Daten | | | | | |
| 1950 - 1980 | | | | | | |
| 1990 | 0,48 | 0,00 | 0,17 | 1990 – 2004 NEA4 – Elbe(West) | Makroalgen Monitoring des NLWKN | |
| 1991 | 15,26 | 1,71 | 4,41 | | | |
| 1992 | 10,23 | 1,29 | 2,36 | | | |
| 1993 | 10,45 | 2,65 | 3,66 | | | |
| 1994 | 1,49 | 0,00 | 0,10 | | | |
| 1995 | 0,01 | 0,00 | 0,00 | | | |
| 1996 | 7,53 | 0,00 | 0,93 | | | |
| 1997 | 1,01 | 0,00 | 0,05 | | | |
| 1998 | 0,59 | 0,00 | 0,14 | | | |
| 1999 | 1,66 | 0,00 | 0,17 | | | |
| 2000 | 0,95 | 0,09 | 0,27 | | | |
| 2001 | 6,13 | 0,19 | 0,60 | | | |
| 2002 | 1,41 | 0,00 | 0,23 | | | |
| 2003 | 4,66 | 0,00 | 0,24 | | | |
| 2004 | 4,77 | 0,00 | 1,48 | | | |
| | | | | NEA4-ELBE West | Dichte >1% | normalisiert 100% |
| | | | | schlecht | > 12 | >3 |
| Max. seit 1990 * | 11,98 | | 3,48 | unbefriedigend | 5 - 12 | 1,5 - 3 |
| 40% vom Maximum | 4,79 | | 1,39 | mäßig | 1 - 4 | 0,4 – 1,4 |
| 10% vom Maximum | 1,20 | | 0,35 | gut | < 1 | < 0,4 |

* Mittelwert aus den drei Höchstwerten

Tab. 49: Ausdehnung von Grünalgenbeständen im Eulitoral: - Datenüberblick für NEA11- WESER und Kalibrierung des Bewertungssystems (Angaben in km²)

– die Bewertung der einzelnen Jahresmaxima wird farblich angezeigt.

| NEA11-WESER | Ausdehnung von Grünalgenbeständen (km²) | | | | | |
|--------------------|---|------|---------------------|------------------------------|---------------------------------------|--------------------------|
| Dichte | >1% | >50% | normalisiert (100%) | Jahr Ort | Quelle | |
| vor 1950 | keine Daten | | | | | |
| 1950 - 1980 | 1,5 km ² | | | 1968 Langlütjensand | MICHAELIS 1973 | |
| 1990 | 2,59 | 0,17 | 0,82 | 1990 – 2004 NEA11 – Weser | Makroalgen Monitoring des NLWKN | |
| 1991 | 20,63 | 0,00 | 4,50 | | | |
| 1992 | 3,92 | 0,11 | 0,54 | | | |
| 1993 | 0,66 | 0,09 | 0,23 | | | |
| 1994 | 0,05 | 0,05 | 0,03 | | | |
| 1995 | 0,20 | 0,00 | 0,02 | | | |
| 1996 | 6,45 | 1,44 | 1,55 | | | |
| 1997 | 0,78 | 0,00 | 0,09 | | | |
| 1998 | 0,18 | 0,00 | 0,02 | | | |
| 1999 | 1,05 | 0,00 | 0,25 | | | |
| 2000 | 0,94 | 0,00 | 0,18 | | | |
| 2001 | 1,87 | 0,00 | 0,14 | | | |
| 2002 | 1,04 | 0,00 | 0,20 | | | |
| 2003 | 0,69 | 0,00 | 0,07 | | | |
| 2004 | 0,09 | 0,00 | 0,03 | | | |
| | | | | NEA11-WESER | Dichte >1% | normalisiert 100% |
| | | | | schlecht | > 10 | > 2 |
| Max. seit 1990 * | 10,33 | | 2,29 | un-befriedigend | 4 - 10 | 0,9 – 2 |
| 40% vom Maximum | 4,13 | | 0,92 | mäßig | 1 - 3 | 0,2 – 0,8 |
| 10% vom Maximum | 1,03 | | 0,23 | gut | < 1 | < 0,2 |

* Mittelwert aus den drei Höchstwerten

Tab. 50: Qualitätsmerkmal „Ausdehnung von Grünalgenbeständen“ : Bewertungsschema für die Wasserkörper im Bearbeitungsgebiet nach Einsetzen der ermittelten Grenzwerte.

| Wasserkörper | Referenz | gut | mäßig | un-befriedigend | schlecht |
|--|----------|--------|-------------|-----------------|----------|
| Jahresmaximum in km² (bezogen auf Flächen mit Dichten > 1%) | | | | | |
| NEA1 - WESER | ? | < 0,05 | 0,05 – 0,1 | 0,2 - 0,5 | > 0,5 |
| NEA2 - WESER | ? | <2 | 2 - 7 | 8 - 21 | > 21 |
| NEA3 - WESER | ? | < 0,04 | 0,04 – 0,1 | 0,2 – 0,4 | > 0,4 |
| NEA3 – ELBE (West) | ? | < 0,3 | 0,3 – 1,3 | 1,4 - 3 | > 3 |
| NEA4 – WESER | ? | < 3 | 3 - 11 | 12 - 30 | > 30 |
| NEA4 – ELBE (West) | ? | < 1 | 1 - 4 | 5 - 12 | > 12 |
| NEA11 - WESER | ? | < 1 | 1 - 3 | 4 - 10 | > 10 |
| Jahresmaximum im km² (bezogen auf 100% dichte-normalisierte Flächen) | | | | | |
| NEA1 - WESER | ? | < 0,02 | 0,02 – 0,06 | 0,07 – 0,2 | > 0,2 |
| NEA2 - WESER | ? | < 0,6 | 0,6 – 3 | 4 - 6 | > 6 |
| NEA3 - WESER | ? | < 0,01 | 0,01 – 0,04 | 0,05 – 0,1 | > 0,1 |
| NEA3 – ELBE (West) | ? | < 0,1 | 0,1 – 0,4 | 0,5 - 1 | > 1 |
| NEA4 – WESER | ? | < 1 | 1 - 4 | 5 - 10 | > 10 |
| NEA4 – ELBE (West) | ? | < 0,4 | 0,4 – 1,4 | 1,5 - 3 | >3 |
| NEA11 - WESER | ? | < 0,2 | 0,2 – 0,8 | 0,9 – 2 | > 2 |

8 Anwendung der vorgeschlagenen Bewertungsmatrices

Auf Grundlage der im vorangegangenen Kapitel zusammengestellten Daten werden nun die Wasserkörper entsprechend den vorgeschlagenen Bewertungsmatrices klassifiziert. Für einige Qualitätsmerkmale werden dabei verschiedene Alternativen bzgl. Referenzwert und/oder Klassengrenzen zum Vergleich dargestellt. Die empfohlene Variante wird in der entsprechenden Tabelle jeweils farblich hervorgehoben.

8.1 Angiospermen - Seegras

Zur Bewertung kommen zunächst Artenspektrum, Ausdehnung und Dichte der eulitoralen Seegrasbestände. Bewertet wird der Zustand des Jahres 2003 nach den Daten von ADOLPH et al. (2003) und UMWELTBHÖRDE HAMBURG (2001). Besondere Schwierigkeiten macht die Bewertung die Besiedlungsdichte, da aus den Monitoringwerten bislang kein flächengewichteter Mittelwert für den gesamten Wasserkörper berechnet werden konnte. Die Einzelwertungen für die Qualitätsmerkmale wurden getrennt für Eu- und Sublitoral in jedem Wasserkörper vergeben. Aus den numerisch interpretierten Einzelwertungen⁷ wurde dann, ebenfalls getrennt nach Eu- und Sublitoral, je Wasserkörper ein Mittelwert gebildet. Der Mittelwert aus der Gesamtwertung für Eu- und Sublitoral ergibt schließlich den Gesamtwert für die Qualitätskomponente „Angiospermen“ eines Wasserkörpers. Eventuell muss im weiteren Verfahren diskutiert werden, ob es sinnvoller ist, die Einzelwertungen unterschiedlich zu gewichten.

Für das Eulitoral ergibt sich die Bewertung „gut“ für den Wasserkörper NEA2-WESER, und die Bewertung „unbefriedigend“ für die Wasserkörper NEA4-WESER und ELBE sowie „mäßig“ für NEA11-WESER. In Typ NEA1 und NEA3 ist keine Bewertung eulitoraler Seegrasbestände vorgesehen (vgl. Tab. 29).

Aus dem Sublitoral im Untersuchungsgebiet ist zur Zeit kein *Zostera*-Bestand bekannt. Daher wird vorerst für alle Wasserkörper die Wertung „mäßig“ vergeben. Eine Gewissheit über den Zustand kann erst durch eine Überprüfung an einer Reihe von potentiellen Standorten im Gebiet erlangt werden.

In der Gesamtwertung für die Qualitätskomponente „Angiospermen“ erhalten die Wasserkörper des Typs NEA1, NEA2, NEA3 und NEA11 im Gebiet Weser und Elbe die Note „mäßig“. Die Wasserkörper des Typs NEA4 die Note „unbefriedigend“.

8.2 Makroalgen

Für die Bewertung der Makroalgen kann zunächst nur das Qualitätsmerkmal „Ausdehnung von Grünalgenbeständen“ herangezogen werden. Für die weiteren Qualitätsmerkmale („Anzahl von Braun- und Rotalgen“, „Anzahl mehrjähriger Arten“, „Biomasse opportunistischer Grünalgen“ und „Tiefenverbreitung mariner Makroalgen“ liegen keine repräsentativen Daten vor, die für eine Bewertung genutzt werden können.

In Tabelle 51 werden verschiedene Bewertungsmodelle mit den Monitoringdaten bis 2004 getestet. Es werden die unterschiedlichen Daten (alle Bestände >1% Dichte vs. auf 100% Dichte normalisierte Fläche) jeweils als Einzelwerte und als Sechsjahresmittel eingesetzt. Ebenfalls wird gezeigt, wie eine

⁷ „gut“ = 2, „mäßig“ = 3, „unbefriedigend“ = 4, „schlecht“ = 5

Bewertung der relativen Flächenanteile der Algen an der Gesamtfläche des Eulitorals (nach SCHANZ & REISE 2005) ausfallen würde.

Mit dem empfohlenen Bewertungssystem für das Qualitätsmerkmal „Ausdehnung von Makroalgen“ (>1% Dichte; Sechsjahresmittel der Jahresmaxima) werden die Wasserkörper den Typen NEA1, NEA3, NEA4 und NEA11 zur Zeit als „mäßig“ eingestuft, der Wasserkörper NEA2-WESER als „unbefriedigend“.

Tab. 51: Test-Bewertung der Qualitätskomponente Angiospermen in den Wasserkörpern des Bearbeitungsgebietes (Erläuterungen siehe Text)

Numerische Wertung: Gut = 2; mäßig = 3; unbefriedigend = 4; schlecht = 5

| Gewässerkategorie | Küstengewässer | | | | | | Übergangsgewässer |
|---|--|---|--|---------------------------------|--------------------------------------|---------------------|-----------------------------|
| Typ | NEA1 Euhalines offenes Küstengewässer | NEA2 Euhalines Wattenmeer | NEA3 Polyhalines offenes Küstengewässer | | NEA4 Polyhalines Wattenmeer | | NEA11 Ästuar |
| Flussgebiet | Weser | Weser | Weser | Elbe | Weser | Elbe | Weser |
| Name des Wasserkörpers | Offenes küstengewässer vor Jadebusen | Wattenmeer Jadebusen und angrenzende Küstenabschnitte | Offenes Küstengewässer der Weser | Offenes Küstengewässer der Elbe | Wattenmeer der Weser | Wattenmeer der Elbe | Übergangsgewässer der Weser |
| Artenspektrum mariner Angiospermen - Eulitoral | | | | | | | |
| Referenzwert | - | <i>Z. marina</i> <i>Z. noltii</i> | - | | <i>Z. marina</i> <i>Z. noltii</i> | | |
| aktueller Wert | - | beide Arten | - | - | eine Art | eine Art | beide Arten |
| Bewertung nach JONG 2005 | - | sehr gut | - | - | gut | gut | sehr gut |
| Bewertung nach Tab. 14 | | gut | - | - | mäßig | mäßig | gut |
| Ausdehnung der Seegrasbestände - Eulitoral | | | | | | | |
| bisheriges Maximum | - | 11,6 | - | - | 4,0 | > 0 | 2,6 |
| aktueller Wert | - | 5,9 | - | - | 0,01 | 0 | 0,2 |
| aktueller Wert im Bezug auf bisheriges Maximum | - | -49% | - | - | -99% | -100% | -92% |
| Bewertung nach Tab. 16 | - | mäßig | - | - | schlecht | schlecht | schlecht |
| berechneter Referenzwert | - | 14,1 | - | - | 6,3 | 4,8 | 7,5 |
| aktueller Wert | - | 5,9 | - | - | 0,01 | 0 | 0,2 |
| aktueller Wert in Bezug auf berechneten Referenzwert | - | -61% | - | - | -100% | -100% | - 97% |
| Bewertung nach Tab. 16 | - | unbefr. | - | - | schlecht | schlecht | schlecht |
| Dichte der Seegrasbestände - Eulitoral | | | | | | | |
| aktueller Wert | - | 5-100% | - | - | 0-20% | 0-5% ? | 5-60% |
| Bewertung nach JONG 2005 | - | gut | - | - | unbefr. | schlecht | mäßig |
| Bewertung nach Tab. 19 | - | gut | - | - | unbefr. | unbefr. | mäßig |
| Gesamtnote Angiospermen - Eulitoral | | | | | | | |
| Mittelwert aus den numerisch interpretierten Einzelwertungen* | | gut | | | unbefr. | unbefr. | mäßig |

Fortsetzung Tab. 51:

| | | | | | | | |
|--|---|---|--|---|--|------------------------|--------------------------------|
| Gewässerkategorie | Küstengewässer | | | | | | Über- gangs- gewässer |
| Typ | NEA1 Euhali- nes offe- nes Küst- enge- wässer | NEA2 Euhali- nes Wat- tenmeer | NEA3 Polyhalines offenes Küstengewässer | | NEA4 Polyhalines Wattenmeer | | NEA11 Ästuar |
| Flussgebiet | Weser | Weser | Weser | Elbe | Weser | Elbe | Weser |
| Name des Wasserkörpers | Offenes Küstenge- wässer vor Jadebusen | Wattenmeer Jadebu- sen und angrenzende Küstenabschnitte | Offenes Küstenge- wässer der Weser | Offenes Küstenge- wässer der Elbe | Wattenmeer der Weser | Wattenmeer der Elbe | Übergangsgewässer der Weser |
| Artenspektrum mariner Angiospermen - Sublitoral | | | | | | | |
| Referenzwert | <i>Zostera marina</i> | | | | | | |
| aktueller Wert | kein Vorkommen bekannt | | | | | | |
| Bewertung nach Tab. 14 | mäßig | mäßig | mäßig | mäßig | mäßig | mäßig | mäßig |
| Ausdehnung der Seegrasbestände - Sublitoral | | | | | | | |
| Referenzwert | Seegras unterhalb MTNW vorhanden | | | | | | |
| aktueller Wert | kein Vorkommen unter MTNW bekannt | | | | | | |
| Bewertung nach Tab. 16 | entfällt | | | | | | |
| Dichte der Seegrasbestände - Sublitoral | | | | | | | |
| Referenzwert | fehlende Datengrundlage | | | | | | |
| aktueller Wert | | | | | | | |
| bewertung nach Tab. 19 | entfällt vorerst | | | | | | |
| Gesamtnote Angiospermen - Sublitoral | | | | | | | |
| Mittelwert aus den numerisch interpretierten Einzelwertungen* | mäßig | mäßig | mäßig | mäßig | mäßig | mäßig | mäßig |
| Gesamtnote Angiospermen | | | | | | | |
| Mittelwert aus den numerisch interpretierten Gesamtnoten für Eu- und Sublitoral | mäßig | mäßig | mäßig | mäßig | unbefr. | unbefr. | mäßig |

Tab. 52: Test-Bewertung der Qualitätskomponente Makroalgen in den Wasserkörpern des Bearbeitungsgebietes (Erläuterungen siehe Text).

| Gewässerkategorie | Küstengewässer | | | | | | Über- gangs- gewässer |
|--|---|---|---|---|--|------------------------|--------------------------------|
| Typ | NEA1 Euhali- nes offe- nes Küs- tenge- wässer | NEA2 Euhali- nes Wat- tenmeer | NEA3 Polyhalines offenes Küstenge- wässer | | NEA4 Polyhalines Wattenmeer | | NEA11 Ästuar |
| Flussgebiet | Weser | Weser | Weser | Elbe (west) | Weser | Elbe (west) | Weser |
| Name des Wasserkörpers | Offenes Küstenge- wässer vor Jadebusen | Wattenmeer Jadebu- sen und angrenzende Küstenabschnitte | Offenes Küstenge- wässer der Weser | Offenes Küstenge- wässer der Elbe | Wattenmeer der Weser | Wattenmeer der Elbe | Übergangsgewässer der Weser |
| Anzahl von Rot- und Braunalgen | | | | | | | |
| Referenzwert | ≥ 12 | | | | | | |
| aktueller Wert | keine Daten | | | | | | |
| Bewertung nach Tab. 42 | entfällt vorerst | | | | | | |
| Anzahl mehrjähriger Arten | | | | | | | |
| Referenzwert | ≥ 4 | | | | | | |
| aktueller Wert | keine Daten | | | | | | |
| Bewertung nach Tab. 42 | entfällt vorerst | | | | | | |
| maximale Ausdehnung der Grünalgenbestände > 1% Dichte (km²) | | | | | | | |
| bisheriges Maximum seit 1990 | 0,48 | 21,15 | 0,42 | 3,42 | 29,31 | 11,98 | 10,33 |
| aktueller Wert (Maximum 2004) | 0,00 | 10,51 | 0,20 | 0,49 | 9,11 | 4,77 | 0,09 |
| aktueller Wert im Bezug auf bisheriges Maximum | 0 % | 50 % | 48 % | 14 % | 31 % | 40 % | 1 % |
| Bewertung nach Tab. 49 | gut | unbefr. | unbefr. | mäßig | mäßig | unbefr. | gut |
| Mittelwert Jahresmaxima 1999 - 2004 | 0,10 | 11,57 | 0,11 | 1,11 | 10,22 | 3,26 | 0,95 |
| Mittelwert (6 Jahre) im Bezug auf bisheriges Maximum | 21 % | 55 % | 26 % | 32 % | 35 % | 27 % | 9 % |
| Bewertung nach Tab. 49 | mäßig | unbefr. | mäßig | mäßig | mäßig | mäßig | mäßig |
| Alternative 1: maximale Ausdehnung der Grünalgenbestände (normalisiert auf 100% Dichte) | | | | | | | |
| bisheriges Maximum seit 1990 | 0,18 | 6,41 | 0,13 | 1,15 | 9,53 | 3,48 | 2,29 |
| aktueller Wert (Maximum 2004) | 0,00 | 3,40 | 0,01 | 0,32 | 1,61 | 1,48 | 0,03 |
| aktueller Wert im Bezug auf bisheriges Maximum | 0 % | 53 % | 8 % | 28 % | 17 % | 43 % | 1 % |
| Bewertung nach Tab. 49 | gut | mäßig | gut | mäßig | mäßig | unbefr. | gut |
| Mittelwert Jahresmaxima 1999 - 2004 | 0,01 | 2,45 | 0,02 | 0,19 | 1,48 | 0,50 | 0,15 |
| Mittelwert (6 Jahre) im Bezug auf bisheriges Maximum | 6 % | 38 % | 17 % | 17 % | 16 % | 14 % | 6 % |
| Bewertung nach Tab. 49 | gut | mäßig | mäßig | mäßig | mäßig | mäßig | gut |

Fortsetzung Tab. 52:

| Gewässerkategorie | Küstengewässer | | | | | | Übergangsgewässer |
|---|---|---|--|---------------------------------|--------------------------------|---------------------|-----------------------------|
| Typ | NEA1 Euhalines offenes Küstengewässer | NEA2 Euhalines Wattenmeer | NEA3 Polyhalines offenes Küstengewässer | | NEA4 Polyhalines Wattenmeer | | NEA11 Ästuar |
| Flussgebiet | Weser | Weser | Weser | Elbe (west) | Weser | Elbe (west) | Weser |
| Name des Wasserkörpers | Offenes Küstengewässer vor Jadebusen | Wattenmeer Jadebusen und angrenzende Küstenabschnitte | Offenes Küstengewässer der Weser | Offenes Küstengewässer der Elbe | Wattenmeer der Weser | Wattenmeer der Elbe | Übergangsgewässer der Weser |
| Ausdehnung der Grünalgenbestände – Alternative 2: Bewertung des relativen Anteils der Algenbestände (>1% Dichte) an der Gesamtfläche des Eulitorals (SCHANZ & REISE 2005) | | | | | | | |
| Fläche des Eulitorals (km ²) | 14 | 257 | 53 | 33 | 220 | 100 | 137 |
| aktueller Wert (Maximum 2004) | 0,00 | 10,51 | 0,20 | 0,49 | 9,11 | 4,77 | 0,09 |
| aktueller Wert im Bezug auf die Fläche des Eulitorals | 0 % | 4 % | 0 % | 1 % | 4 % | 5 % | 0 % |
| Bewertung nach SCHANZ & REISE 2005 | gut | mäßig | gut | mäßig | mäßig | unbefr. | gut |
| Mittelwert Jahresmaxima 1999 - 2004 | 0,10 | 11,57 | 0,11 | 1,11 | 10,22 | 3,26 | 0,95 |
| Mittelwert (6 Jahre) im Bezug auf die Fläche des Eulitorals | 1 % | 5 % | 0 % | 3 % | 5 % | 3 % | 1 % |
| Bewertung nach SCHANZ & REISE 2005 | mäßig | unbefr. | gut | mäßig | unbefr. | mäßig | mäßig |
| Biomasse opportunistischer Grünalgen | | | | | | | |
| Referenzwert nach FODEN 2005b | < 100g FG/m ² | | | | | | |
| aktueller Wert | keine Daten | | | | | | |
| Bewertung | entfällt vorerst | | | | | | |
| Tiefenverbreitung mariner Makroalgen | | | | | | | |
| Referenzwert | Algenbestände mit Rot- und Braunalgen auf biogenen und künstlichen Hartsubstraten im Sublitoral vorhanden | | | | | | |
| aktueller Wert | keine Daten | | | | | | |
| Bewertung | entfällt vorerst | | | | | | |

9 Anforderungen an das zukünftige Monitoring

Die Überwachung der Qualität der Oberflächengewässer soll gemäß WRRL (EU 2000, Anhang V 1.3) durch ein gestaffeltes Monitoringprogramm sichergestellt werden. Es werden drei Überwachungsformen unterschieden, die jeweils verschiedene Ziele verfolgen und entsprechend verschiedene Messnetze, Zeitraster und Techniken erfordern:

- überblicksweise Überwachung
- operative Überwachung
- Überwachung zu Ermittlungszwecken

Hier kann nur eine generalisierte Zusammenfassung der Anforderungen gegeben werden, die die vorgeschlagenen Bewertungssysteme für die Qualitätskomponente Makrophyten an das zukünftige Monitoring stellen. Ergänzend wird auf Datenlücken und Forschungsbedarf hingewiesen. Detaillierte Pläne über die Durchführung der Monitoringuntersuchungen (Orte, Frequenzen, Techniken etc.), die die Anforderungen der WRRL erfüllen müssen, werden an anderer Stelle entwickelt.

9.1 Monitoring Angiospermen

Das Monitoring muss geeignet sein, die flächenhafte Ausbreitung, die Dichte und das Artenspektrum der Seegrasbestände repräsentativ für jeden Wasserkörper zu erfassen. Anzustreben ist eine flächendeckende Bestandsaufnahme der Seegraswiesen im Abstand von höchstens 6 Jahren. Darüber hinaus sollten an geeigneten repräsentativen Standorten verschiedener Küstenabschnitte jährliche Untersuchungen durchgeführt werden. Hieraus können Erkenntnisse über die natürliche Variabilität der Bestände gewonnen werden, die u.a. zur weiteren Validierung der Bewertungsmatrix herangezogen werden sollten. Als Basisuntersuchung sollte außerdem eine umfassende Bestandsaufnahme des oberen Sublitorals (vgl. Makroalgen) vorgenommen werden. Es gilt zu klären, ob sublitorale Seegrasbestände vorhanden sind und/oder ob die schmalblättrige Wuchsform von *Z. marina* in der Lage ist, an geeigneten Standorten sublitorale Bestände auszubilden. Um die bisher vorgeschlagenen Referenzwerte weiterzuentwickeln, wäre die Ausarbeitung einer potentiellen Verbreitungskarte von Seegras (Eu- und Sublitoral) wünschenswert. Hieraus können auch Rückschlüsse auf die Ursachen der starken Bestandsrückgänge gezogen sowie Monitoring- und Maßnahmenkonzepte abgeleitet werden. Die Erforschung der Ursachen für die schlechte Situation des Seegrases (Ausbreitung und Dichte) an der südlichen Wattenmeerküste im Vergleich zur Lage in Nordfriesland sowie an anderen europäischen Küsten sollte im Rahmen von investigativem Monitoring vorangetrieben werden. Forschungsbedarf besteht außerdem hinsichtlich der Ausprägung von Stressindikatoren (z.B. Ausmaß und Charakter der Epiphytenbedeckung, Anzeichen der „wasting disease“, Ausmaß der Blütenbildung) und ihrer Eignung als Qualitätsmerkmal.

9.2 Monitoring Makroalgen

Ausbreitung und Bedeckungsgrad der Makroalgen im Eulitoral wurden in der Vergangenheit in jedem Sommer mit 3-5 Überwachungsflügen im Gebiet erfasst. Diese Praxis sollte beibehalten werden, so dass für jeden Sommer ein Jahresmaximum ermittelt werden kann. Für die repräsentative Erfassung der Biomasse opportunistischer Grünalgen sollte ein zusätzliches Konzept entwickelt werden.

Um Anzahl und Artenspektrum von Braun- und Rotalgen bzw. mehrjährigen Algenarten auf Hartsubstraten zu überwachen, sollte zunächst eine umfassende Basisuntersuchung an Standorten im Eu- und Sublitoral durchgeführt werden - auch mit dem Ziel, in jedem Wasserkörper geeignete Stationen für ein regelmäßiges Monitoring zu finden sowie ein methodisches Konzept für die Überwachung zu entwickeln. Eventuell müssen nach Auswertung der Feldstudie auch die Klassengrenzen des Bewertungssystems für die Qualitätsmerkmal „Anzahl von Rot- und Braunalgen“ sowie „Anzahl mehrjähriger Arten“ modifiziert werden.

Forschungsbedarf besteht außerdem zur Frage nach Verbreitung und Stellenwert von *Vaucheria*-Beständen sowie der Verbreitungsgrenze von *Fucus* im Übergangsgewässer. Pilotstudien ebenso wie regelmäßige Kontrollen sind hier auch mit Blick auf eine Fortentwicklung des Bewertungssystems angezeigt.

10 Zusammenfassung

Der vorliegende Bericht stellt ein Bewertungssystem nach EU-Wasserrahmenrichtlinie für die Qualitätskomponente Makrophyten (Angiospermen und Makroalgen) in Küsten- und Übergangsgewässern vor. Dieses Bewertungssystem wurde exemplarisch für die Küsten- und Übergangsgewässer der Weser und die Küstengewässer der Elbe entwickelt. Gleichwohl hat es den Anspruch, auch für das Übergangsgewässer Elbe und die Wasserkörper gleichen Typs in den angrenzenden Flussgeboetseinheiten (Ems, Eider) anwendbar zu sein.

Das Bewertungssystem stützt sich auf die Auswertung von historischen und rezenten Quellen zur Verbreitung und Entwicklung von Seegras- und Makroalgenbeständen seit Beginn des 19. Jahrhunderts im deutschen Nordseeküstengebiet. Auf Grundlage dieser Quellen wurde zunächst eine Liste der potentiell im Gebiet vorkommenden Arten erstellt und eine Beschreibung der verschiedenen durch Makrophyten geprägten Biotoptypen vorgenommen. Das Artenspektrum umfasst 2 Seegrasarten und 152 Makroalgenarten, davon 61 Grün-, 65 Braun- und 56 Rotalgen. Das Vorkommen dieser Arten ist weitgehend auf lagestabile Substrate in der euphotischen Zone der Wasserkörper beschränkt. Entsprechend reagieren sie sensitiv auf eine Verschlechterung des Lichtklimas (Zunahme der Wassertrübung) und auf die Einwirkung hydrodynamischer Kräfte (Seegang, Strömung) oder anderer mechanischer Belastungen (z.B. Fischerei).

Eine verringerte Gewässerqualität zeigt sich an den Makrophyten einerseits durch den Rückgang von Seegrasbeständen und mehrjährigen Rot- und Braunalgenarten, andererseits durch die massive Zunahme der Grünalgenentwicklung. Gestützt auf diese Erfahrung wurde das Bewertungssystem aufgebaut. Für die Entwicklung des Systems und die Definition der Klassengrenzen bei den einzelnen Qualitätsmerkmalen wurden bereits bestehende bzw. vorgeschlagene Bewertungssysteme verschiedener EU-Mitgliedstaaten ausgewertet. In diesem Zusammenhang werden auch die indexbasierten Bewertungsmethoden „Standorttypieindex“ (STI) und „ecological evaluation index“ (EEI) diskutiert. Beide Methoden werden für das Bearbeitungsgebiet als ungeeignet eingeschätzt.

Das vorgestellte Bewertungssystem für Makrophyten stützt sich als kombinierte Methode auf die Klassifizierung mehrerer Qualitätsmerkmale der Angiospermen und Makroalgen. Dieses sind:

- Artenspektrum mariner Angiospermen
- Ausdehnung der Seegrasbestände

- Dichte der Seegrasbestände (Bedeckungsgrad)
- Anzahl von Rot- und Braunalgenarten
- Anzahl mehrjähriger Arten
- maximale Ausdehnung sommerlicher Grünalgenbestände (nur Eulitoral)
- Biomasse opportunistischer Grünalgen
- Tiefenverbreitung mariner Makroalgen

Während für das Merkmal „Ausdehnung sommerlicher Grünalgenbestände“ bereits ein regelmäßiges Monitoringprogramm existiert, das auch den Anforderungen der WRRL genügt, müssen die Überwachungsuntersuchungen für die anderen Komponenten des Systems noch neu konzipiert bzw. aus bestehenden Designs weiterentwickelt werden. Basisuntersuchungen sind für den gesamten Bereich des euphotischen Sublitorals nötig.

Es wird angeregt, das vorgestellte Bewertungssystem mit Hilfe von entsprechend ausgerichteter Forschung weiterzuentwickeln. Insbesondere wird vorgeschlagen – nach niederländischem Vorbild - eine potentielle Verbreitungskarte für Seegras im Eu- und Sublitoral auszuarbeiten.

11 Literatur

- ADOLPH, W.; S. JAKLIN; M. MEEMKEN & H. MICHAELIS (2003): Die Seegrassbestände der niedersächsischen Watten (2000 - 2002). - Dienstbericht 1/2003, NLOE- Forschungsstelle Küste, Norderney, 19 S.
- ALBRECHT, A. (1995): Gemeinschaftsökologie von Makroalgen auf Miesmuschelbänken (*Mytilus edulis* L.) im Wattenmeer. - Verlag Dr. Kovac, Hamburg, 134 S.
- BARTSCH, I. & R. KUHNENKAMP (2000): The marine macroalgae of Helgoland (North Sea): an annotated list of records between 1845 and 1999. - Helgol. Mar. Res., **54**: 160-189.
- BARTSCH, I. & R. KUHNENKAMP (2004): WRRL-Klassifizierungssystem WK Helgoland. - Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Flintbek, 113 S.
- BAUMERT, P. (1924): *Enteromorpha* auf *Balanus* auf *Cardium*, eine häufige Lebensgemeinschaft des Büsumer Wattenmeeres. - Schr. f. Süßwasser- und Meereskunde, **6**: 175-177.
- BEHRE, K. (1961): Die Algenbesiedlung der Unterweser unter Berücksichtigung ihrer Zuflüsse (ohne die Kieselalgen). - Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerhaven, **7**: 71-263.
- BORJA, A.; J. FRANCO & V. PÉREZ (2000): A Marine Biotic Index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. - Marine Pollution Bulletin, **40**(12): 1100-1114.
- BÖTTCHER, M. (2003): Schwarze Flecken und Flächen im Wattenmeer. - In: J.L. LOZÁN, E. RACHOR, K. REISE, J. SÜNDERMANN & H. v. WESTERNHAGEN (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee & Wattenmeer. - Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg: S. 193-195.
- BUCHENAU, F. (1880): Bemerkungen über die Flora der Insel Neuwerk und des benachbarten Strandes bei Duhnen. - Abh. naturw. Ver. Bremen, **6**(4): 619-624.
- COMES, P & F. GOETHE (1978): Die Ornitho-Ökologischen Verhältnisse im Seevogelschutzgebiet Scharhörn und im Scharhörn-Neuwerk-Watt. - Hamburger Küstenforschung, **38**: 1-109 + Anhang.
- CONNOR, D.E.; J.H. ALLEN; N. GOLDING; L.M. LIEBERKNECHT; K.O. NORTHEN & J.B. REKER (2003): The National Marine Habitat Classification for Britain and Ireland Version 03.02. - JNCC, Peterborough.
- CONNOR, D.W.; J.H. ALLEN; N. GOLDING; K.L. HOWELL; L. M. LIEBERKNECHT; K.O. NORTHEN & J. B. REKER (2004): The Marine Habitat Classification for Britain and Ireland. - JNCC, Peterborough - Version 04.05 ISBN 1 861 07561 8 (internet version: www.jncc.gov.uk/MarineHabitatClassification).
- CONNOR, D.W. D.P. BRAZIER; T.O. HILL & K.O. NORTHEN (1997): Marine Nature Conservation Review: marine biotope classification for Britain and Ireland. Vol. 1 Littoral biotopes. Version 97.06. - Joint Nature Conservation Committee Report, No. 229.
- CONNOR, D.W.; M.J. DALGIN; T.O. HILL; R.H.F. HOLT & W.G. SANDERSON (1997): Marine Nature Conservation Review: marine biotope classification for Britain and Ireland. Vol. 2 Sublittoral biotopes. Version 97.06. - Joint Nature Conservation Committee Report, No. 230.
- DAVISON, D.M. & D.J. HUGHES (1998): *Zostera* Biotopes (Vol. 1) An overview of dynamics and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs. - Scottish Association for Marine Science, 95 S.
- DIRCKSEN, R. (1951): Das Wattenmeer Landschaft ewigen Wandels. - H.O. Buchner, Partenkirchen, 221 S.
- DÖRJES, J. (1982): Das Watt als Lebensraum. - In: H. E. REINECK (Hrsg.): Das Watt - Ablagerungs- und Lebensraum. - Verlag Waldemar Kramer, Frankfurt/Main.

- DRACHENFELS, O. v. (2005): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen - unter besonderer Berücksichtigung der nach § 28a und § 28b NNatG geschützten Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anhang I der FFH-Richtlinie. - Naturschutz Landespl. Niedersachsen, Heft A/4, Hildesheim, 240 S.
- EEA (2002): EUNIS Habitat Classification. Version 2.3 - February 2002. - European environment agency .
- EEA (2005): EUNIS Habitat Classification. Version 2.0 - Dezember 2005. - European environment agency - internet version <http://eunis.eea.eu.int/habitats.jsp>.
- EIBEN, C. E. (1871): Beiträge zur phykologischen Charakteristik der ostfriesischen Inseln und Küste. Mit besonderer Berücksichtigung der Diatomeen. - Jahresbericht der Naturhistorischen Gesellschaft zu Hannover, **20**: 1-14.
- EU (1992): Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen, 92/43/EWG, 60 S. + Anhänge.
- EU (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, 72 S.
- FARKE, H. & K. HAUSMANN (1971): Untersuchung der Bodenmakrofauna als Nahrungspotential für Brut- und Gastvögel auf einer Wattflächze südöstlich Mellums. - Jber. Forsch.-Stelle Insel- und Küstenschutz 1969, **21**: 101-117 + Anlagen.
- FLETCHER, R.L. (1996): The occurrence of "green tides" - a review. - In: W. SCHRAMM & P.H. NIENHUIS (Hrsg.): Marine benthic vegetation. Recent changes and the effects of eutrophication. - Springer, 1996, Berlin: S. 7-44.
- FODEN, J. (2005a): Angiosperms (seagrass) tools & metrics for MPTT report. - WFD Marine Plants Task Team Paper.
- FODEN, J. (2005b): Macroalgae abundance, taxonomic composition, wasting disease. - WFD Marine Plants Task Team Paper.
- GERLACH, A. (1999): Pflanzengesellschaften auf Spülsäumen. - In: UMWELTBUNDESAMT NATIONALPARK-VERWALTUNG NIEDERSÄCHSISCHES WATTENMEER (Hrsg.): Umweltatlas Wattenmeer Band 2: Wattenmeer zwischen Elb- und Emsmündung. - Ulmer, Stuttgart: S. 58-59.
- GESSNER, F. (1957): Meer und Strand. VEB Deutscher Verlag der Wissenschaften, Berlin, 426 S.
- GOOR, A.C.J. van (1923): Die Holländischen Meeresalgen. - Verhandelingen der Koninklijke Akademie van Wetenschappen te Amsterdam, 2. Sektion, Teil 23 Nr. 2. Koninklijke Akademie van Wetenschappen te Amsterdam, Amsterdam, 232 + Anhang S.
- GOOR, A.J.C. van (1919): Het zeegras (*Zostera marina* L.) en zijn beteekenis voor het leven der visschen. - Rap. Verh. Rijksinst. Viss. Onderz. I.,: 415-498.
- GOOR, A.J.C. van (1921): Die *Zostera*-Assoziation des holländischen Wattenmeeres. - Recueil des travaux botaniques néerlandais, **18**: 103-123.
- GROTJAHN, M. (1983): Die eulitorale Ufervegetation der Wesermündung. - Forschungsstelle Norderney Jahrb. 1982, **34**: 95-118, 12 Anlagen.
- GUIRY, M.D.; F. RINDI, & G.M. GUIRY (2006): AlgaeBase version 4.0. - National University of Ireland, Galway - <http://www.algaebase.org>.
- HALEM, D.F.W. v. (1815): Beschreibung der zum Fürstentum Ostfriesland gehörigen Insel Norderney und ihrer Seebadeanstalten. Heyse, Bremen, 99 S.
- HAGMEIER, A. (1941): Die intensive Nutzung des nordfriesischen Wattenmeeres durch Auster- und Muschelkultur. - Z. Fisch., **39**: 105-165.
- HAGMEIER, A. & R. KÄNDLER (1927): Neue Untersuchungen im Nordfriesischen Wattenmeer und auf den fiskalischen Austerbänken. - Wiss. Meeresunters. Abt. Helgoland N.F., **16**: 1-90.

- HARMSSEN, G.W. (1936): Systematische Beobachtungen der Nordwest-Europäischen Seegrasformen. - Ned. Kruidkundig Arch., **46**: 852-877.
- HARTOG, C. den (1959): The epilithic algal communities occurring along the coast of the Netherlands. - Wentia, **1**: 1-214.
- HARTOG, C. den (1977): Structure, Funktion and Classification in Seagrass communities. - In: C.P. McROY & C. HELFERICH (Hrsg.): Seagrass Ecosystems. A Scientific Perspective. - Marcel Dekker, New York: S. 89-121.
- HARTOG, C. den & R.C. PHILLIPS (2001): Common structures and Properties of Seagrass Beds Fringing the Coasts of the World. - Ecological Studies, **151**: 195-212.
- HAUCK, F. (1885): Die Meeresalgen Deutschlands und Österreichs. - In: L. RABENHORST (Hrsg.): Kryptogamen-Flora von Deutschland, Österreich und der Schweiz. - 2, Leipzig: S. 384.
- HAUSER, B. & H. MICHAELIS (1975): Die Makrofauna der Watten, Strände, Riffe und Wracks um den Hohen Knechtsand in der Wesermündung. - Jahresber. Forsch. Stelle Küste Norderney (1974), **26**: 85-119 + Anlagen.
- HEIBER, W.; U. TUENTE; D. WÜBBEN; W. ADOLPH; S. WENZEL & G. PETRI (2004): Studie zur Ermittlung von Hintergrundwerten bzw. der natürlichen Variabilität von chemischen und biologischen Messgrößen im Meeresmonitoring. - Texte, 38/04.
- HOBOHM, C. (1993): Die Pflanzengesellschaften von Norderney. - Arbeiten aus der Forschungsstelle Küste, **12**: 202.
- HÖPNER, TH. & H. MICHAELIS (1994): Sogenannte "Schwarze Flecken" - ein Eutrophierungssymptom des Wattenmeeres. - In: J.L. LOZÁN, E. RACHOR, K. REISE, H.v. WESTERNHAGEN & W. LENZ (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer. - Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin: S. 153-159.
- HUGHES, R.G., D. LLOYD, L. BALL, D. EMSON (2000): The effects of the polychaete *Nereis diversicolor* on the distribution and transplantation success of *Zostera noltii*. *Helgoland Marine Research*, **54**, 129-136.
- JONG, D.J. de (2005): WFD: determination of the reference condition and Potential-REF/Potential-GES and formulation of indices for plants in coastal waters CW-NEA3 (K1); CW-NEA4 (K2), CW-NEA1 (K3), transitional waters, TW-NEA11 (O2), and large saline lakes, NEA26 (M32), in The Netherlands. -
- JONG, D.J. de; M. v. KATWIJK & A.G. BRINKMAN (2005): Kansenkaart Zeegras Waddenzee. - RIKZ/2005.013, Rijkswaterstaat, 51 S.
- JONGE, V.N. de & D.J. de JONG (1992): Role of tide, light and fisheries in the decline of *Zostera marina* L. in the Dutch Wadden Sea. - Neth. Inst. Sea Res. Publ. Ser., **20**: 161-176.
- JONGE, V.N. de & J.F. RUITER (1996): How subtidal were the "subtidal beds" of *Zostera marina* L. before the occurrence of the wasting disease in the early 1930s? - Neth. J. Aquat. Ecol., **30**: 99-106.
- JÜRGENS, G.H.B. (1818-1824): Algae aquaticae, quas et in littora maris Dynastiam Jeveranam et Frisiam orientalem allentuis recectas et in harum terarum aquis habitantes, collegit et exsicavit. - (1-19).
- JÜRGENS, G.H.B. (1835): Beitrag zur Flora der Insel Wangerooge und Norderney und zur Flora Deutschlands. - Flora - Allgemeine botanische Zeitung, **33**: 513-525.
- KÄNDLER, R. (1935): Austernwirtschaft im Ausland und in Deutschland. - Der Fischmarkt.
- KASTLER, T. (1999): Die Seegrasbestände im niedersächsischen Wattenmeer. - In: NATIONALPARK-VERWALTUNG NIEDERS. WATTENMEER & UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): Umweltatlas Wattenmeer Band 2: Wattenmeer zwischen Elb- und Emsmündung. - Ulmer, Stuttgart: S. 50-51.
- KASTLER, T. & H. MICHAELIS (1997): Der Rückgang der Seegrasbestände im niedersächsischen Wattenmeer. - Ber. Forschungsstelle Küste, **41**: 119-139.

- KATWIJK, M.M. van (2003): Reintroduction of eelgrass (*Zostera marina* L.) in the Dutch Wadden Sea: a research overview and mangement vision. - Challenges to the Wadden Sea. Proceedings of the 10th International Scientific Wadden Sea Symposium, Groningen 2000, Nature Management and Fisheries/ University of Groningen, Dept. of Marine Biology, 173-195
- KOEMAN, R.P.T. (1975): Die Makroflora der Watten, Strände und Riffe um den Hohen Knechtsand in der Wesermündung. - Jahresber. Forsch. Stelle Küste Norderney 1974, **26**: 41-52.
- KOEMAN, R.P.T. & R. van HOOGENHUIZEN (1995): Macro-algae and tube-dwelling diatoms of the coast of Niedersachsen. -, Hydro-ecological research and advise, Haren (NL), 6 + Anhang S.
- KOLBE, K. ; E. KAMINSKI; M. MICHAELIS; B. OBERT & J. RAHMEL (1995): Macroalgal mass development in the Wadden Sea: first experiences with a monitoring system. - Helgoländer Meeresuntersuchungen, **49**: 519-28.
- KOLBE, K. & M. GROTHJAHN (2000): BfG Ems-Dredgeprogramm 1999.- Bericht über die Dredge- und Greiferprobenuntersuchungen im Ems-Dollart-Ästuar vom Herbst 1999 (Entwurfassung). - Unveröff. Bericht im Auftrag der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.: 33.
- KORNMANN, P. (1952): Die Algenvegetation von List auf Sylt. - Helgol. Wiss. Meeresunters., **4**(1): 55-61.
- KÖTTER, F. (1952): Die Pflanzengesellschaften im Tidegebiet der Niederelbe. - Dissertation Thesis, Universität Hamburg, 98 S.
- KRAUSE, H.R. (1951): Die biologische Kartierung des westl. Juister Wattes im Sommer 1950. - Jahresber. Forschungsstelle Insel- und Küstenschutz Norderney 1950, **2**.
- KRAUSE-JENSEN, D.; T.M. GREVE & K. NIELSEN (2005): Eelgrass as a Bioindicator Under European Water Framework Directive. - Water Resources Management, **19**: 63-65.
- KREMER, B.P. (1975): Meeresalgen. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 152 S.
- KRIEG, H. ; T. ELLER & L. KIES (1988): Verbreitung und Ökologie der *Vaucheria*-Arten (Tribophyceae) des Elbe-Ästuars und der angrenzenden Küste. - Helgoländer Meeresunters., **42**: 613-636.
- LEEGE, O. (1954): Im Seegrasgebiet. - Aus der Heimat, **62**(11/12): 251-253.
- LEHMANN, M.C.G. (1814): Der entdeckte Nutzen des Seegrases zum Füllen der Küssen und Polster. Schubothe, Kopenhagen, 23 S.
- LINKE, O. (1937): Der Verfall der Wangerooger Austernbänke. - Abh. naturw. Ver. Bremen, **30**: 238-241.
- LINKE, O. (1939): Die Biota des Jadebusenwattes. - Helgoländer Wiss. Meeresunters., **1**(3): 201-348.
- LUNG (LANDESAMT FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE MECKLENBURG-VORPOMMERN) (2002): Verfahrensanleitung zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern in Mecklenburg-Vorpommern mittels Standorttypieindex. - Schriftenreihe 2, LUNG, 36 + Anhang S.
- MAGNUS, P. (1875): Die botanischen Ergebnisse der Nordseefahrt vom 21. Juli bis 9. Sept. 1872. In: Die Expedition zur physikalisch-chemischen und biologischen Untersuchung der Nordsee im Sommer 1872. - Jahresbericht der Komm. z. Unters. deutsch. Meere in Kiel für die Jahre 1872 und 1873: 60-80.
- MARTA, N., J. CEBRIAN, S. ENRIQUEZ & C.M. Duarte (1996): Growth patterns of western Mediterranean seagrasses: species specific responses to seasonal forcing. *Marine Ecology Progress Series*, **133**, 203-215.
- MEYER, G.F.W. (1824): Über die Vegetation der Ostfriesischen Inseln, mit besonderer Rücksicht auf Norderney... (2. Abschnitt). - Hannoversches Magazin, **19-25**: 145-198.
- MEYER, G.F.W. (1836): Chloris Hanoverana. - Vandenhoeck und Rupprecht, Göttingen, 744 S.
- MEYER, M. & H. MICHAELIS (1980): Das Makrobenthos des westlichen "Hohen Weges". - Jber. Forschst. Küste, Norderney 1979, **31**: 91-155.

- MEYER, W. (1929): Wangeroogs Flora im Jahre 1928. - In: LANDESVEREIN OLDENBURG FÜR HEIMATKUNDE UND HEIMATSCHUTZ (Hrsg.): Wangeroog. Wie es wurde, war und ist. - Leuwer, Bremen: S. 19-49.
- MEYER, W. (1951): Wangeroogs Pflanzenwelt. - In: W. HARTUNG (Hrsg.): Wangeroog. Wie es wurde, war und ist. - Edo Diekmann, Oldenburg: S. 75-91.
- MICHAELIS, H. (1967): Biologisch-sedimentologische Untersuchung des Wurster Wattes von Spieka bis Arensch. - Forschungsstelle Norderney 1966, **18**: 71-82 + Anlagen.
- MICHAELIS, H. (1969): Makrofauna und Vegetation der Knechtsandwatten. - Jahresber. Forschungsstelle Insel- und Küstenschutz Norderney 1967, **19**: 147-173.
- MICHAELIS, H. (1970): Biologische Untersuchung der Watten und Landgewinnungsfelder bei Schillighörn. - Jahresber. Forschungsstelle Insel- und Küstenschutz Norderney 1968, **20**: 61-76.
- MICHAELIS, H. (1973): Untersuchungen über das Makrobenthos der Wesermündung. - Jber. Forsch.stelle Insel- und Küstenschutz 1972, **24**: 103-170.
- MICHAELIS, H. (1976): Die Makrofauna des Nördlichen Eversandes. - Jber. ForschSt. Küste, Norderney 1975, **27**: 167-179.
- MICHAELIS, H. (1987): Bestandsaufnahme des eulitoralen Makrobenthos im Jadebusen in Verbindung mit einer Luftbild-Analyse. - Jber. ForschSt. Küste, Norderney 1986 1969, **38**: 13-97.
- MICHAELIS, H. (1988): Untersuchungen zur ökologischen Effekt-Überwachung in der Wesermündung im Zusammenhang mit Abwassereinleitungen des Titandioxid-Werkes Nordenham-Blexen. - unveröff. Dienstbericht, Forschungsstelle Küste, Norderney, 7 S.
- MICHAELIS, H.; T. OHBA & R. TÜXEN (1971): Die *Zostera*-Gesellschaften der niedersächsischen Watten. - Jber Forsch.-Stelle Insel- und Küstenschutz 1969, **21**: 87-100.
- MÖBIUS, K. (1877): Die Auster und die Austernwirtschaft. Wiegandt, Hempel & Parey, Berlin, 126 S.
- MÜLLER, C.D. (1955): Kartierung der bodenbewohnenden Lebensgemeinschaften südlich des Dorumer Tiefs. - Jahresbericht der Forschungsstelle Norderney 1954, **6**: In: Kramer, J.: Untersuchung des Uferabbruchs südlich des Dorumer Tiefs.
- MÜLLER, C.D. (1957): Biologische Untersuchung des Watts zwischen Eckwarderhörne und Tossens. - Jahresbericht der Forschungsstelle Norderney 1956, **8**: 77-87.
- MÜLLER, C.D. (1960): Fauna und Sediment in der Leybucht - Biologisch-bodenkundliche Wattuntersuchung mit Stellungnahme zur Landgewinnung. - Jahresber. Forschungsstelle Insel- und Küstenschutz Norderney 1959, **11**: 39-178.
- MÜLLER, C.D. (1959): Faunistisch-Sedimentologische Untersuchung des Butjadinger Wattes im Bereich Fedderwardersiel Burhave. - Forschungsstelle Küste, Norderney.
- MÜLLER, C.D.; K.H. NACHTIGALL; H.E. REINECK & et al. (1965): Der Knechtsand. - Forschungsstelle Norderney, Jahresber. 1964, **16**.
- NIEHOFF, B. (1995): Epibiosen anthropogener Hartsubstrate an ausgesuchten Standorten im niedersächsischen Teil des Wattenmeeres - Ein Vergleich mit früheren Erhebungen. - Diplomarbeit, Universität, Münster, 110 S.
- NIENBURG, W. (1927): Zur Ökologie der Flora des Wattenmeeres I. Teil. Der Königshafen bei List auf Sylt. - Wiss. Meeresunters. (Abteilung Kiel) Neue Folge, **20**(2): 145-196.
- NIENBURG, W. (Hrsg.), (1930): Die festsitzenden Pflanzen der nordeuropäischen Meere. - Handbuch der Seefischerei Nordeuropas, **1** (4). E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 54 S.
- NIENBURG, W. & E. KOLUMBE (1931): Zur Ökologie der Flora des Wattenmeeres. II. Teil. Das Neufelder Watt im Elbemündungsgebiet. - Wiss. Meeresunters. (Abteilung Kiel) Neue Folge, **21**: 74-114.
- NIENHUIS, P.H. (1970): The benthic algal communities of flats and salt marshes in the Grevelingen, a sea-arm in the South-Wesetern Netherlands. - Neth. J. Sea Res., **5**(1): 20-49.

- ORFRANDIS, S.; P. PANAYONTIDIS & N. STAMATIS (2001): Ecological evaluation of transitional and coastal waters: A marine benthic macrophytes-based model. - *Mediterranean Marine Science*, **2**(2): 45-65.
- OSTENFELD, C.H. (1908): On the ecology and distribution of the grass wrack (*Zostera marina*) in Danish waters. - Report of the Danish Biological Station to the Ministry of Fisheries, **16**: 62.
- PANAYONTIDIS, P.; B. MONTESANTO & S. ORFRANDIS (2004): Use of low-budget monitoring macroalgae to implement the European Water Framework Directive. - *Journal of Applied Phycology*, **16**: 49-59.
- PHILLIPS, R.C., & E.G. MENEZ (1988): Seagrasses. *Smithsonian Contributions to the Marine Sciences*, no. 34.
- PHILIPPART, K.; K.S. DIJKEMA & J. van der MEER (1992): Wadden Sea seagrasses: where and why? - *Rep. Neth. Inst. Sea Res.*, **20**: 177-191.
- POLDERMANN, P.J.G. (1979): The Salt-Marsh Algae of the Waddensea. - In: W. J. WOLFF (Hrsg.): Flora and vegetation of the Wadden Sea. Final report of the section "Marine Botany" of the Wadden Sea. - Stichting Veth. tot Steun aan Waddenonderzoek, Leiden: S. 124-160.
- PRIGGE, H. (1960): Soziologische und ökologische Beobachtungen am Bewuchs der Gezeitenzone auf den Bühnen einiger ostfriesischer Inseln. - *Mitt. d. floristisch Soziol. Arbeitsgemeinschaft*, **8**: 294-310.
- REISE, K. (1998): Vorkommen von Grünalgen und Seegras im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. - UBA-Texte. UFO-Plan, Umweltbundesamt, UBA, Berlin, 28 S.
- REISE, K. (1999): Seegrasswiesen und Grünalgenmatten im schleswig-holsteinischen Wattenmeer: Verteilung und langfristige Bestandsveränderungen. - In: LANDESAMT FÜR DEN NATIONALPARK SCHLESWIG-HOLSTEINISCHES WATTENMEER (Hrsg.): Wattenmeermonitoring 1998. - Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer Westholsteinische Verlagsanstalt, Tönning: S. 5-7.
- REISE, K. (2002): Grüner Wechsel im Wattenmeer: Weniger Seegrasswiesen und das Aufkommen der Grünalgenmatten. - In: J. L. LOZÁN, E. RACHOR, K. REISE, J. SÜNDERMANN & H. v. WESTERNHAGEN (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee & Wattenmeer. - Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg: S. 196-200.
- REISE, K.; E. HERRE & M. STURM (1989): Historical changes in the benthos of the Wadden Sea around the island of Sylt in the North Sea. - *Helgoländer Meeresunters.*, **43**: 417-433.
- REISE, K.; M. M. van KATWIJK; D. de JONG; A. SCHANZ & Z. JAGER (2005): Seagrass. - In: K. ESSINK, C. DETTMANN, H. FARKE et al. (Hrsg.): Wadden Sea Quality Status Report 2004. - Wadden Sea Ecosystem, Wilhelmshaven: S. 203-210.
- REISE, K.; K. KOLBE & V.N. de JONGE (1994): Makroalgen und Seegrassbestände im Wattenmeer. - In: J. L. LOZÁN, E. RACHOR, K. REISE, H. v. WESTERNHAGEN & W. LENZ (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer. - Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin: S. 90-100.
- REUSCH, T.B.H.; W.T. STAM, & J.C. OLSEN (1998): Size and estimated age of genets in eelgrass, *Zostera marina*, assessed with microsatellite markers. *Marine Biology*, **133**, 519-525
- RENNWALD, E. (2000): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands. - *Schr.R. f. Vegetationskunde*, **35**: 820.
- RIECKEN, U.; P. FINCK; U. RATHS & A. SSYMANK (2002): Standardbiotoptypenliste des BfN - Entwurf der 2. Fassung; Stand 23. Mai 2002. -, Bundesamt für Naturschutz; FG I 2.1, 35 S.
- RIECKEN, U.; U. RIES; A. SSYMANK; T. MERCK & H. v. NORDHEIM (1995): Rote Liste der Biotoptypen des deutschen Wattenmeer- und Nordseebereichs. - *Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch.*, **44**: 15-38.
- RIEFKOHLE, F. (1861): Die Insel Norderney : Eine kurze Darstellung ihrer Geschichte und Geographie, ihrer Pflanzenwelt und Thierwelt u. Schmorl und von Seefeld, Hannover, 112 S.

- RUENESS, J. (2005): Life history and molecular sequences of *Gracilaria vermiculophylla* (Gracilariales, Rhodophyta), a new introduction to European waters. - *Phycologia*, **44**: 120-128.
- SCHANZ, A. & K. REISE, 2005. Referenz und Klassifizierungsansatz der Makrophytenvegetation im Nordfriesischen Wattenmeer. Alfred-Wegener-Institut.
- SCHAUMBURG, J.; C. SCHRANZ; J. FOERSTER; A. GUTOWSKI; G. HOFMANN; B. KÖPF; P. MEILINGER; U. SCHMEDTJE; S. SCHNEIDER & D. STELZER (2005): Bewertungsverfahren Makrophyten & Phyto-benthos. Fließgewässer- und Seen-Bewertung in Deutschland nach EG-WRRL. - Informationsberichte Heft 1/05. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München. 245 S.
- SCHERZ, E. F. (1882): Die Nordsee-Insel Nordernei : nebst ärztlichen Ratschlägen und Winken, betreffend die Seereise, den Aufenthalt auf der Insel und den Gebrauch des Seebades. W. Haynel, Emden, 157 S.
- SCHORIES, D.; A. ALBRECHT & H. LOTZE (1997): Historical changes and inventory of macroalgae from Königshaven Bay in the northern Wadden Sea. - *Helgoländer Meeresunters.*, **51**: 321-341.
- SCHORIES, D.; W. HÄRDLE; E. KAMINSKI; V. KELL; E. KÜHNER & H. PANKOW (1996): Rote Liste und Florenliste der marinen Makroalgen (Chlorophyceae, Rhodophyceae et Fucophyceae) Deutschlands. -: *Schr.-R. f. Vegetationskunde*. - 28, BfN, Bonn-Bad Godesberg: S. 577-607.
- SCHORIES, D. & K. REISE (1993): Germination and anchorage of *Enteromorpha* spp. in sediments of the Wadden Sea. - *Helgoländer Meeresunters.*, **47**: 275-285.
- SCHORIES, D. & U. SELIG (2006): Die Bedeutung eingeschleppter Arten (alien species) für die Europäische Wasserrahmenrichtlinie am Beispiel der Ostsee. - *Rostock. Meeresbiolog. Beitr.*, **15**: 147-158.
- SCHORIES, D.; U. SELIG & H. SCHUBERT (2004): Küstengewässer-Klassifizierung deutsche Ostsee nach EU-WRRL. -, Universität, Rostock, 80 S.
- SCHUSTER, O. (1951): Die Lebensgemeinschaften auf dem Südwatt der Nordseeinsel Mellum. - *Senckenbergiana maritima*, **32**.
- SCHÜTTE, H. (1951): Was der Badegast am Strande findet und beobachtet. - In: HARTUNG, W. (Hrsg.): *Wangeroog : wie es wurde, war und ist*. - Dieckmann, Oldenburg: S. 38-71.
- SPIEKER, J.; G. OBST; S. KÖHLER & G. RAMM (2001): Vorstudie zur Klärung der Relevanz der Gewässerflora (Makrophyten, Angiospermen, Großalgen) für die Bewertung des ökologischen Zustandes im Teileinzugsgebiet Tideelbe - Endbericht -. ARGE Elbe, Wassergütestelle Elbe, Hamburg, 33 S.+ 13 Anhang.
- STEGENGA, H. & I. MOL (1983): *Flora van de Nederlandse Zeewieren*. Koninklijke nederlandse natuurhistorische Vereniging, 263 S.
- STILLER, G. (2005): Bewertungsverfahren für die Qualitätskomponente Makrophyten und Angiospermen in der Tideelbe gemäß Wasserrahmenrichtlinie. - ARGE-Elbe, Wassergüterstelle Elbe, Hamburg, 47 S.
- TYLER-WALTERS, H. (2004a): *Zostera marina*. Common eelgrass. Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Sub-programme [on-line]. - Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. - <http://www.marlin.ac.uk/species/Zosteramarina.htm>.
- TYLER-WALTERS, H. (2004b): *Zostera noltii*. Dwarf eelgrass. Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Sub-programme [on-line]. - Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. - <http://www.marlin.ac.uk/species/Zosteranoltii.htm>.
- UMWELTBHÖRDE HAMBURG, NATURSCHUTZAMT (Hrsg.), (2001): *Umweltatlas Nationalpark Hamburgisches Wattenmeer*. - Schiftenreihe der Umweltbehörde Hamburg, 50, Hamburg, 166 S.
- VLAS, J. de; B. BRINKMAN; C. BUSCHBAUM; N. DANKERS; M. HERLYN; P. SAND KRISTENSEN; G. MILLAT; G. NEHLS; M. RUTH; J. STEENBERGEN & A. WEHRMANN (2005a): Intertidal blue mussel beds. - In: K. ESSINK, C. DETTMANN, H. FARKE et al. (Hrsg.): *Wadden Sea Quality Status Report 2004*. - Wadden Sea Ecosystem, Wilhelmshaven: S. 190-200.

- VLAS, J. de; B. BRINKMAN; C. BUSCHBAUM; N. DANKERS; M. HERLYN; P. SAND KRISTENSEN; G. MILLAT; G. NEHLS; M. RUTH; J. STEENBERGEN & A. WEHRMANN (2005b): Subtidal blue mussel beds. - In: K. ESSINK, C. DETTMANN, H. FARKE et al. (Hrsg.): Wadden Sea Quality Status Report 2004. - Wadden Sea Ecosystem, Wilhelmshaven: S. 211-218.
- VORBERG, R. (2005): *Sabellaria* reefs. - In: K. ESSINK, C. DETTMANN, H. FARKE et al. (Hrsg.): Wadden Sea Quality Status Report 2004. - Wadden Sea Ecosystem, Wilhelmshaven: S. 208-210.
- WARWICK, R.M. & K.R. CLARKE (2001): Practical Measures of marine Biodiversity based on Relatedness of Species. - *Oceanography and Marine Biology. An Annual Review*, **39**: 207-231.
- WELLS, E. (2004): Intertidal Coastal Waters Macroalgae - Full Species List (Draft Version). - Tools Paper.
- WIJGERGANGS, L.J.M. & D.J. de JONG (1999): Een ecologisch profiel van zeegras. -, KUNijmegen/RIKZ-Middelburg, 74 S.+ Anlagen.
- WILKINSON, M. & P. WOOD (2005): Macroalgae in estuaries. -
- WITHER, A. (2003): Guidance for sites potentially impacted by algal mats (green seaweed). - WQTAG087c.
- WOHLENBERG, E. (1935): Beobachtungen über das Seegrass, *Zostera marina*, und seine Erkrankung im nordfriesischen Wattenmeer. - *Nordelbingen*, **11**: 1-19.

Abbildungsverzeichnis

| | |
|---|----|
| Abb. 1: Jahresmaxima der Flächenausdehnung von Grünalgenbeständen (Dichte >1% bzw. normalisiert auf 100%) an der niedersächsischen Küste (in km ² ; nach Monitoring-Daten NLWKN) | 51 |
| Abb. 2: Beziehung zwischen der maximalen Flächenausdehnung von Grünalgenbeständen (Dichte >1% bzw. normalisiert auf 100%) an der niedersächsischen Küste und dem Gehalt an anorg. Stickstoff im Küstenwasser (nach Monitoring-Daten NLWKN, Nährstoffdaten: Mess-Station Norderney, Mittlere Gehalte Jan-April) | 52 |
| Abb. 3: Gelöster anorganischer Stickstoff (µmol/l) in den Monaten Juli – August, der Hauptentwicklungszeit der Makroalgen. Die erste Massenentwicklung von Makroalgen an der niedersächsischen Küste wurde im Sommer 1989 beobachtet. Zuvor waren die Stickstoffwerte im Sommer signifikant höher (vgl. KOLBE et al. 1995), (Daten: NLWKN Mess-Station Norderney) | 52 |
| Abb. 4: Jahresmaxima der Flächenausdehnung von Grünalgenbeständen (Dichte >1%) in den Wasserkörpern des Bearbeitungsgebietes (in km ² ; nach Monitoring-Daten NLWKN) | 53 |
| Abb. 5: Beziehung zwischen der Dichte von Grünalgenbeständen an der niedersächsischen Küste und der mittleren Biomasse (Frischgewicht) (nach Monitoring-Daten NLWKN für Juli 1991) | 56 |

Tabellenverzeichnis

| | |
|---|----|
| Tab. 1: Begriffsbestimmungen für den sehr guten Zustand von Küsten- und Übergangsgewässern – Qualitätskomponenten Großalgen und Angiospermen (EU 2000, Anhang V 1.2.3 u. 1.2.4) | 3 |
| Tab. 2: Begriffsbestimmungen für den guten Zustand von Küsten- und Übergangsgewässern – Qualitätskomponenten Großalgen und Angiospermen (EU 2000, Anhang V 1.2.3 u. 1.2.4) | 4 |
| Tab. 3: Begriffsbestimmungen für den mäßigen Zustand von Küsten- und Übergangsgewässern – Qualitätskomponenten Großalgen und Angiospermen (EU 2000, Anhang V 1.2.3 u. 1.2.4) | 4 |
| Tab. 4: Übersicht über das Bearbeitungsgebiet | 6 |
| Tab. 5: Seegräser im niedersächsischen Wattenmeer – Zuordnung der Synonyme zu den Artnamen | 7 |
| Tab. 6: Reaktionen von <i>Zostera spp.</i> auf verschiedene Störungseinwirkungen (Quelle wenn nicht anders angegeben: TYLER-WALTERS 2004a, bzw. TYLER-WALTERS 2004b) | 9 |
| Tab. 7: Potentielles Arteninventar der niedersächsischen Wattenmeerküste: Florenliste nach SCHORIES et al. 1996 mit Ergänzungen aus lokalen Nachweisen | 12 |
| Tab. 8: Übersicht über Codierung und Bezeichnungen für die Seegrass-Assoziationen in verschiedenen Biotopklassifizierungs-Systemen | 23 |
| Tab. 9: Epiphyten und assoziierte Algenflora in <i>Zostera</i> -Wiesen | 25 |
| Tab. 10: Übersicht über die vorgeschlagenen Bewertungskriterien in verschiedenen Klassifizierungs-Systemen für marine Makroalgen | 33 |
| Tab. 11: Vorläufige Klassifizierung des „STI-Makrophyten“ für die Tideelbe nach Stiller (2005) | 35 |
| Tab. 12: Übersicht über die vorgeschlagenen Qualitätsparameter für Angiospermen | 37 |
| Tab. 13: Qualitätsmerkmal „Artenspektrum mariner Angiospermen“ : Bewertungsvorschläge verschiedener Autoren | 38 |
| Tab. 14: Qualitätsmerkmal „Artenspektrum mariner Angiospermen“ : Vorschlag für eine Bewertung in Küsten- und Übergangsgewässern Niedersachsens | 38 |
| Tab. 15: Qualitätsmerkmal „Ausdehnung der Seegrassbestände“ : Bewertungsvorschläge verschiedener Autoren | 40 |
| Tab. 16: Qualitätsmerkmal „Ausdehnung der Seegrassbestände“ : Vorschlag für eine Bewertung in Küsten- und Übergangsgewässern Niedersachsens | 40 |
| Tab. 17: Qualitätsmerkmal „Dichte der Seegrassbestände“ : Bewertungsvorschläge verschiedener Autoren | 41 |
| Tab. 18: Dichteklassen im niedersächsischen Seegrass-Monitoring (ADOLPH et al. 2003) | 42 |
| Tab. 19: Qualitätsmerkmal „Dichte der Seegrassbestände“ : Vorschlag für eine Bewertung in Küsten- und Übergangsgewässern Niedersachsens | 43 |
| Tab. 20: Qualitätsmerkmal „Biomasse mariner Angiospermen“ : Bewertungsvorschlag für das nordfriesische Wattenmeer SCHANZ & REISE 2005 | 43 |

| | |
|--|----|
| Tab. 21: Qualitätsmerkmale „Artenzahl und Artenspektrum von Makroalgen“ : Bewertungsschema für die britische Küste, basierend auf der Gesamtartenliste von 630 Arten (WELLS 2004)..... | 45 |
| Tab. 22: Qualitätsmerkmale „Artenzahl und Artenspektrum von Makroalgen“ : Bewertungsschema für das nordfriesische Wattenmeer (SCHANZ & REISE 2005). | 46 |
| Tab. 23: Qualitätsmerkmale „Artenzahl und Artenspektrum von Makroalgen“ : Vorschlag für ein Bewertungsschema in Küstengewässern Niedersachsens. | 47 |
| Tab. 24: Qualitätsmerkmal „Ausdehnung von Grünalgenbeständen“ : Bewertungsvorschläge verschiedener Autoren. | 50 |
| Tab. 25: Qualitätsmerkmal „Ausdehnung von Grünalgenbeständen“ : Vorschlag für eine Klassifizierung in den Küsten- und Übergangsgewässern Niedersachsens. | 53 |
| Tab. 26: Qualitätsmerkmal „Biomasse opportunistischer Grünalgen“ : Bewertungsvorschläge verschiedener Autoren. | 55 |
| Tab. 27: Qualitätsmerkmal „Tiefenverbreitung mariner Makroalgen“ : Vorschlag für ein vereinfachtes Bewertungsschema in Küstengewässern Niedersachsens | 57 |
| Tab. 28: Qualitätsmerkmal „Präsenz einer <i>Fucus</i> -Zone im Ästuar“ : Bewertungsschema für Übergangsgewässer in Großbritannien nach WILKINSON & WOOD 2005. | 57 |
| Tab. 29: Potentielle Präsenz der für Makrophyten relevanten Biotoptypen in den Wasserkörpern des Bearbeitungsgebietes. | 59 |
| Tab. 30: Qualitätsmerkmal „Artenspektrum mariner Angiospermen“ : Referenzwerte (Kreis) und aktuell nachgewiesene Seegras-Formen (schwarzer Punkt) (aktuelle Nachweise: ADOLPH et al. 2003, UMWELTBEBÖRDE HAMBURG 2001). | 60 |
| Tab. 31: Datenüberblick zur Ausdehnung von Seegrasbeständen im Eulitoral: NEA2- WESER..... | 63 |
| Tab. 32: Datenüberblick zur Ausdehnung von Seegrasbeständen im Eulitoral - NEA4-WESER | 64 |
| Tab. 33: Datenüberblick zur Ausdehnung von Seegrasbeständen im Eulitoral - NEA4-ELBE | 65 |
| Tab. 34: Datenüberblick zur Ausdehnung von Seegrasbeständen im Eulitoral - NEA11-WESER | 66 |
| Tab. 35: Qualitätsmerkmal „Ausdehnung eulitoral Seegrasbestände“ : Bewertungsschema für die Wasserkörper im Bearbeitungsgebiet nach Einsetzen der ermittelten Referenzwerte..... | 67 |
| Tab. 36: Datenüberblick zur Dichte von Seegrasbeständen im Eulitoral - NEA2-WESER. | 68 |
| Tab. 37: Datenüberblick zur Dichte von Seegrasbeständen im Eulitoral - NEA4-WESER. | 69 |
| Tab. 38: Datenüberblick zur Dichte von Seegrasbeständen im Eulitoral - NEA11-WESER. | 70 |
| Tab. 39: Nachweise von Braun- und Rotalgen im Niedersächsischen Wattenmeer (Zusammenfassung aus Tab. 7, Erklärungen siehe dort). | 71 |
| Tab. 40: Anzahl von Grün-, Rot- und Braun-Algen in verschiedenen Gebieten der Wattenmeerküste nach Nachweisen bis 1960..... | 72 |
| Tab. 41: Anzahl von Grün-, Rot- und Braun-Algen im Untersuchungsgebiet nach Nachweisen aus Einzeluntersuchungen bis 1960..... | 72 |
| Tab. 42: Qualitätsmerkmal „Artenspektrum mariner Makroalgen“ : Bewertungsschema nach Einsetzen der vorgeschlagenen Referenzwerte. | 73 |
| Tab. 43: Ausdehnung von Grünalgenbeständen im Eulitoral: - Datenüberblick für NEA1- WESER..... | 74 |
| Tab. 44: Ausdehnung von Grünalgenbeständen im Eulitoral: - Datenüberblick für NEA2- WESER..... | 75 |
| Tab. 45: Ausdehnung von Grünalgenbeständen im Eulitoral: - Datenüberblick für NEA3- WESER..... | 76 |
| Tab. 46: Ausdehnung von Grünalgenbeständen im Eulitoral: - Datenüberblick für NEA3- Elbe (west)..... | 77 |
| Tab. 47: Ausdehnung von Grünalgenbeständen im Eulitoral: - Datenüberblick für NEA4- WESER..... | 78 |
| Tab. 48: Ausdehnung von Grünalgenbeständen im Eulitoral: - Datenüberblick für NEA4- ELBE-West | 79 |
| Tab. 49: Ausdehnung von Grünalgenbeständen im Eulitoral: - Datenüberblick für NEA11- WESER..... | 80 |
| Tab. 50: Qualitätsmerkmal „Ausdehnung von Grünalgenbeständen“ : Bewertungsschema für die Wasserkörper im Bearbeitungsgebiet nach Einsetzen der ermittelten Grenzwerte. | 80 |
| Tab. 51: Test-Bewertung der Qualitätskomponente Angiospermen in den Wasserkörpern des Bearbeitungsgebietes | 83 |
| Tab. 52: Test-Bewertung der Qualitätskomponente Makroalgen in den Wasserkörpern des Bearbeitungsgebietes (Erläuterungen siehe Text). | 85 |