

Umsetzung der EG-WRRL -

Bewertung des ökologischen Zustands der niedersächsischen Übergangs- und Küstengewässer

(Stand: Bewirtschaftungsplan 2009)





NLWKN Brake/Oldenburg
Flussgebietsmanagement Übergangs- und Küstengewässer

Umsetzung der EG-WRRL -

Bewertung des ökologischen Zustands der niedersächsischen Übergangs- und Küstengewässer

(Stand: Bewirtschaftungsplan 2009)



Herausgeber :

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft,
Küsten- und Naturschutz (NLWKN)
Am Sportplatz 23
26506 Norden

Verfasser:

Der vorliegende Bericht
,Umsetzung der EG WRRL – Bewertung des ökologischen Zustands der
niedersächsischen Übergangs- und Küstengewässer (Stand:
Bewirtschaftungsplan 2009)'
wurde durch NLWKN Brake-Oldenburg, AB 34, Flussgebietsmanagement
Übergangs- und Küstengewässer, erarbeitet:

Annika Grage
Michael Grotjahn
Dr. Wilfried Heiber
Dr. Marc Herlyn
Jürgen Knaack
Kerstin Kolbe
Dr. Gabriele Petri
Dr. Jan Witt

sowie durch externe Bearbeitung:

Sabine Arens, Plantagis, Oldenburg (Röhrichte, Brack- und Salzmarschen)
Eva Christine Mosch, LAVES, Dezernat Binnenfischerei, Hannover
(Fischfauna)



Bezug :

Niedersächsischer Landesbetrieb
für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
-Direktion-
Am Sportplatz 23
26506 Norden
Im webshop unter www.nlwkn.de

Zitiervorschlag:

NLWKN (2010). Umsetzung der EG-WRRL - Bewertung des ökologischen Zustands der niedersächsischen Übergangs- und Küstengewässer (Stand: Bewirtschaftungsplan 2009). Küstengewässer und Ästuar 1/2010. 59 S.

Titelbild:

LAVES, Dez. Binnenfischerei (Fische), Dürselen, C. (Phytoplankton), Kolbe, K. (Makroalgen, Salzwiese), NLWKN, AB 3.4 (Makrozoobenthos), Herlyn, M. (Seegras)

Verzeichnisse

Inhalt I
 Abbildungen III
 Tabellen IV

Inhalt **Seite**

1 Einleitung 1

2 Phytoplankton 4

2.1 Welche Stressoren wirken vermutlich auf die Qualitätskomponente? 4
 2.2 Bewertungsmethode 5
 2.3 Stand der Interkalibrierung 7
 2.4 Monitoring – Art und Frequenz der Probennahme 8
 2.5 Ergebnisse der Bewertung – Bewirtschaftungsplan 2009 10
 2.6 Welche Bedingungen haben zum Bewertungsergebnis beigetragen? 10
 2.7 Wie wird die zukünftige Entwicklung der Qualitätskomponente eingeschätzt? 11
 2.8 Literatur 12

3 Makrophyten (Großalgen und Angiospermen) 14

3.1 Röhrichte, Brack- und Salzmarschen 16
 3.1.1 Welche Stressoren wirken vermutlich auf die Qualitätskomponente? 16
 3.1.2 Bewertungsmethode 17
 3.1.3 Interkalibrierung 22
 3.1.4 Monitoring – Art und Frequenz der Probennahme 21
 3.1.5 Ergebnisse der Bewertung – Bewirtschaftungsplan 2009 22
 3.1.6 Welche Bedingungen haben zum Bewertungsergebnis beigetragen? 23
 3.1.7 Wie wird die zukünftige Entwicklung der Qualitätskomponente eingeschätzt? 24
 3.1.8 Literatur 25
 3.2 Seegras 26
 3.2.1 Welche Stressoren wirken vermutlich auf die Qualitätskomponente? 26
 3.2.2 Bewertungsmethode 27
 3.2.3 Interkalibrierung 28
 3.2.4 Monitoring – Art und Frequenz der Probennahme 28
 3.2.5 Ergebnisse der Bewertung – Bewirtschaftungsplan 2009 29
 3.2.6 Welche Bedingungen haben zum Bewertungsergebnis beigetragen? 30
 3.2.7 Wie wird die zukünftige Entwicklung der Qualitätskomponente eingeschätzt? 30
 3.2.8 Literatur 31
 3.3 Makroalgen 32
 3.3.1 Welche Stressoren wirken vermutlich auf die Qualitätskomponente? 32
 3.3.2 Bewertungsmethode 33
 3.3.3 Interkalibrierung 34
 3.3.4 Monitoring – Art und Frequenz der Probennahme 34
 3.3.5 Ergebnisse der Bewertung – Bewirtschaftungsplan 2009 34
 3.3.6 Welche Bedingungen haben zum Bewertungsergebnis beigetragen?
 Wie wird die zukünftige Entwicklung der Qualitätskomponente eingeschätzt? 37
 3.3.7 Literatur 38

4 Makrozoobenthos 39

4.1 Welche Stressoren wirken vermutlich auf die Qualitätskomponente? 39
 4.2 Bewertungsmethoden 40
 4.2.1 M-AMBI („Multivariate AZTI Marine Benthos Index“) 41
 4.2.2 AETV (Ästuartypieverfahren) 42
 4.3 Interkalibrierung 43
 4.4 Ergebnisse der Bewertung - Bewirtschaftungsplan 2009 45
 4.5 Welche Bedingungen haben zum Bewertungsergebnis beigetragen? 46
 4.6 Wie wird die zukünftige Entwicklung der Qualitätskomponente eingeschätzt? 46
 4.7 Literatur 46

5	Fischfauna (E. C. Mosch, LAVES, Dezernat Binnenfischerei)	48
5.1	Welche Stressoren wirken vermutlich auf die Qualitätskomponente?	48
5.2	Bewertungsmethode	49
5.2.1	Referenzwertfindung	49
5.2.2	Bewertungsparameter (Metrics).....	51
5.2.3	Klassengrenzen.....	51
5.3	Monitoring – Art und Frequenz der Probennahme.....	52
5.4	Ergebnisse der Bewertung – Bewirtschaftungsplan 2009	53
5.5	Welche Bedingungen haben zum Bewertungsergebnis beigetragen?	53
5.6	Wie wird die zukünftige Entwicklung der Qualitätskomponente eingeschätzt?	54
5.7	Literatur	55
6	Zusammenfassende Bewertung – ökologischer Zustand /ökologisches Potenzial der niedersächsischen Übergangs- und Küstengewässer	57

Abbildungen	Seite
Abb. 1.1: Gewässertypen und Wasserkörper an der niedersächsischen Küste	3
Abb. 2.1: Verteilung der Chlorophyllkonzentration in der Nordsee (REVAMP).....	5
Abb. 2.2: Phaeocystis-Blüte auf Norderney im Mai 2008 (Foto: Karin Näpfel, NLWKN)	6
Abb. 2.3: Durchschnittliche natürliche Hintergrundwerte der Chlorophyll a (90% Perzentil) Konzentrationen [µg/L] in der Deutschen Bucht während der Vegetationsperiode	7
Abb. 2.4: Lage der beprobten Phytoplankton-Stationen	9
Abb. 2.5: Bewertung der niedersächsischen Küstengewässer anhand der Qualitätskomponente Phytoplankton (Stand: Bewirtschaftungsplan 2009)	10
Abb. 3.1: Bewertung der niedersächsischen Übergangs- und Küstengewässer anhand der Qualitätskomponente Makrophyten (Stand: Bewirtschaftungsplan 2009).....	14
Abb. 3.1.1: Priel in einer naturnahen Salzwiese eines unbegrüpften, ungenutzten Lahnungsfelds im Buscher Heller der Leybucht (Foto S. Arens, 2007).	16
Abb. 3.1.2: Darstellung der Bewertungsergebnisse der Qualitätskomponente Röhrichte, Brack- und Salzmarschen für den ökologischen Zustand bzw. das ökologische Potenzial.....	23
Abb. 3.1.3: Bewuchsgrenze im Tidebereich der Unterweser (Foto: Arens, 2008).....	24
Abb. 3.2.1: Echtes Seegras (<i>Zostera marina</i> ; links) und Zwergseegras (<i>Zostera noltii</i> ; rechts)	26
Abb. 3.2.2: links: <i>Zostera marina</i> überdeckt durch <i>Ulva</i> sp.; rechts: <i>Zostera noltii</i> mit Epiphyten Bewuchs	27
Abb. 3.2.3: Bewertung der eulitoralen Seegrasbestände (Stand: Bewirtschaftungsplan 2009)	29
Abb. 3.2.4: Seegrasbestände im Jadebusen - Vergleich 2008 mit 2000/2003 (Adolph 2009).	30
Abb. 3.3.1: Grünalgenwiese im Borkumer Watt, August 2008 (Foto: J. Steuwer)	33
Abb. 3.3.2: Makroalgen-Monitoring Niedersachsen – Verlauf der Flugrouten	35
Abb. 3.3.3: Jahresmaximum der Makroalgenverteilung im Jahr 2008 im Wasserkörper N2_3100_01 Ems.....	35
Abb. 3.3.4: Qualitätskomponente Makrophyten - Bewertung der Teilkomponente Makroalgen (Stand: Bewirtschaftungsplan 2009).....	36
Abb. 3.3.5: Jahresmaxima der Grünalgenbedeckung der Wasserkörper Ems_N2 und Ems_N4 seit 1990 (in Prozent des Eulitorals; Wuchsdichte ab 1%)	37
Abb. 4.1: Ökotope im Jadebusen – Kartenausschnitt als Beispiel für die zurzeit differenzierten Ökotope an der niedersächsischen Küste (Grotjahn et al. 2008).....	40
Abb. 4.2: Prozentualer Anteil der ökologischen Benthosgruppen (I-V) und Bewertungsklassen bei zunehmender Verschmutzung bzw. organischer Anreicherung nach Grall & Glemarec (1997)	42
Abb. 4.3: Lage der Stationen des WRRL- Benthosmonitorings in den niedersächsischen Übergangs- und Küstengewässern	44
Abb. 4.4: Bewertung der niedersächsischen Übergangs- und Küstengewässer anhand der Qualitätskom- ponente ‚benthische wirbellose Fauna‘ (Makrozoobenthos) (Stand: Bewirtschaftungsplan 2009)	45
Abb. 5.1: Lage der Messstellen für die Bewertung des ökologischen Zustandes anhand der Fischfauna in den niedersächsischen Übergangsgewässern von Ems und Weser.....	52
Abb. 5.2: Bewertung des ökologischen Potenzials der niedersächsischen Übergangsgewässer anhand der Qualitätskomponente Fischfauna (Stand: Bewirtschaftungsplan 2009).....	53
Abb. 6.1: Ökologischer Zustand/ökologisches Potenzial der niedersächsischen Übergangs- und Küstengewässer (Stand: Bewirtschaftungsplan 2009)	57

Tabellen	Seite
Tab. 2.1: Stationen der Phytoplanktonbeprobung	9
Tab. 3.1: Bewertung der Teilkomponenten der Qualitätskomponente Makrophyten und Gesamtbewertung Makrophyten im niedersächsischen Übergangs- und Küstengewässer	15
Tab. 3.1.1: Klassengrenzen für den Parameter „Vorlandfläche“ (in Prozent vom Referenzzustand) und die aktuellen Flächen (ha) zur Bewertung des ökologischen Zustands der Küstengewässer und des ökologischen Potenzials der meso-/polyhalinen Bereiche der Übergangsgewässer.	17
Tab. 3.1.2: Ansatz zur Bewertung des ökologischen Zustands bzw. des ökologischen Potenzials der Salzwiesen(Salzmarsch-)zonen in Relation zur Gesamtfläche der Salzwiesen vor den Hauptdeichen (einschließlich der Fläche der Grünländer und Sommerpolder)	18
Tab. 3.1.3: Klassengrenzen für den Parameter „Salzmarschzonen“ zur Bewertung des ökologischen Zustands bzw. des ökologischen Potenzials.....	18
Tab. 3.1.4: Klassengrenzen für den Parameter „Vorlandfläche“ (in Prozent vom potentiellen Referenzzustand) für die Bewertung des ökologischen Potenzials für die oligohalinen Bereiche der Übergangsgewässer	19
Tab. 3.1.5: Klassengrenzen für den Parameter „Flächenanteil der naturraumtypischen Biotoptypen an der Gesamtfläche des Vorlands“ für die Bewertung des ökologischen Potenzials in oligohalinen Bereichen der Übergangsgewässer	20
Tab. 3.1.6: Berechnungsfaktoren und Klassengrenzen der Bewertung für den Parameter „Röhrichtbreite“ der oligohalinen Bereiche der Übergangsgewässer	21
Tab. 3.1.7: Klassifizierungsskala für die Zuordnung des STI _M zu den Bewertungsklassen des ökologischen Potenzials (Stiller 2008)	22
Tab. 3.2.1: Matrix zur Bewertung der aktuellen Seegrasfläche (prozentualer Anteil an der Wattfläche) in Prozent zur Referenzfläche (prozentualer Anteil an der Wattfläche).....	27
Tab. 3.2.2: Matrix zur kombinierten Bewertung von Bewuchsdichte und Artenzusammensetzung eulitoral Seegrasbestände in Küsten- und Übergangsgewässern der Typen N2, N4 und T1 - angepasst nach Stand der Interkalibrierung Phase I	28
Tab. 3.3.1: Matrix zur Bewertung der Flächenausdehnung sommerlicher Grünalgenbestände in den Küstengewässern der Typen N2 und N4 in Niedersachsen	34
Tab. 3.3.2: Bewertung der Grünalgen in den Niedersächsischen Küstengewässern: Jahresmaxima der Algenfläche (%Anteil am Eulitoral) , 6-Jahres-Median und korrespondierender EQR	36
Tab. 5.1: Die Messgrößen (Metrics 1 bis 12, Zusatzmetric) des Fischbasierten Bewertungswerkzeugs für Übergangsgewässer (FAT-TW)	50
Tab. 5.2: Zuordnung der EQR-Werte zu den ökologischen Zustandsklassen bzw. zum ökologischen Potenzial (BioConsult 2006).....	51

Umsetzung der EG-WRRL - Ökologischer Zustand der niedersächsischen Übergangs- und Küstengewässer - Bewertung für den Bewirtschaftungsplan 2009

1 Einleitung

Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL 2000/60/EG) ist am 22.12.2000 in Kraft getreten. Ihre Umsetzung in Landesrecht wurde in Niedersachsen mit dem Gesetz zur Änderung des Niedersächsischen Wassergesetzes vom 19.02.2004 vollzogen¹.

Bei der Beurteilung des Gewässerzustands nach WRRL steht nicht wie bisher der chemische Zustand der Gewässer im Vordergrund, vielmehr erhalten Gewässerbiologie und Gewässerstrukturen (Hydromorphologie) ein großes Gewicht. Verglichen mit den sektoralen, nutzungsspezifischen Vorgänger-Richtlinien ist die WRRL somit stärker ökologisch ausgerichtet und fordert einen ganzheitlichen Gewässerschutz ein. Ganzheitlich bedeutet hier, dass die Gewässer zu Flussgebietseinheiten zusammengefasst und diese über Länder- und sogar Staatsgrenzen hinweg gemeinsam bewirtschaftet werden. Ein wesentliches übergeordnetes Ziel der WRRL ist der Schutz und die Verbesserung des Zustands aquatischer Ökosysteme und des Grundwassers unter Einbeziehung von Landökosystemen, die direkt vom Wasser abhängen. Hieraus ergeben sich weitere zentrale Ziele der Richtlinie wie das Erreichen des guten Zustands aller Oberflächengewässer und des Grundwassers bis 2015 sowie ein generelles Verschlechterungsverbot für alle Wasserkörper. Zusätzlich enthält das Regelwerk der Richtlinie Vorgaben zur Überwachung der Gewässer (Monitoring), zur Planung und Durchführung von Maßnahmen, zu ökonomischen Aspekten und zur Beteiligung der Öffentlichkeit bei der Richtlinienumsetzung.

Zur Verwirklichung dieses ganzheitlichen Ansatzes gibt die WRRL konkrete Verfahrensanweisungen, die neben der Hierarchie räumlicher Bewertungseinheiten (Gewässertypen und Wasserkörper; siehe Info-Kasten rechts) u.a. biologische Komponenten aufführen, die bei der Ermittlung des ökologischen Zustands als Qualitätskomponenten herangezogen werden müssen.

Ein methodisches Vorgehen zur Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten (Phytoplankton, Großalgen & Angiospermen, benthische wirbellose Fauna und Fische) ist bei der Umsetzung der WRRL von den Mitgliedstaaten zu entwickeln (siehe Info-Kasten auf Seite 2). In einem Harmonisierungsprozess zwischen den EU-Mitgliedsstaaten müssen parallel hierzu die nationalen Bewertungsmethoden

Gewässertypen und Wasserkörper

Für die räumliche Zuordnung der Gewässer gibt die WRRL ein hierarchisches System vor, das sich nicht an administrativen Grenzen orientiert: Jedes geographische Gebiet gehört einer Ökoregion an. Innerhalb der Ökoregionen stellen die Einzugsgebiete der großen Flüsse, die Flussgebietseinheiten, die übergeordneten Räume dar, denen die Gewässer der Kategorien Grundwasser und Oberflächengewässer (Küstengewässer, Übergangsgewässer, Fließgewässer, Seen) zugeordnet werden. Nach physikalischen und chemischen Eigenschaften werden Gewässertypen definiert, die gegebenenfalls nach ergänzenden Merkmalen in Wasserkörper geteilt werden. Der Wasserkörper innerhalb einer Flussgebietseinheit stellt die kleinste Bewertungs- und Bewirtschaftungseinheit dar.

Die 14 Oberflächenwasserkörper an der niedersächsischen Küste - Ökoregion Nord-Ost-Atlantik (North-East-Atlantic, NEA) - gehören den Flussgebietseinheiten Ems, Weser und Elbe an (Abb. 1.1). Die Küstengewässer wurden unter Berücksichtigung von Salinität und Exposition den Gewässertypen N1, N2, N3 und N4 zugeordnet, die in der internationalen Interkalibrierung zu NEA CW 1/26 und NEA CW 3/4 zusammengefasst werden. Die Übergangsgewässer der Ästuarie der drei großen einmündenden Flüsse sind dem Gewässertyp T1 (NEA TW 11) zugeordnet.

¹ Nds. GVBl. Nr. 5 /2004 S. 76

bzw. die Bewertungsergebnisse abgeglichen werden. Ziel dieser Interkalibrierung (siehe Info-Kasten S. 2.) ist die europaweite Vergleichbarkeit des „guten ökologischen Zustands“ der Gewässer.

Im Zuge der Umsetzung der WRRL in Niedersachsen waren biologische Bestandsaufnahmen und Bewertungen, die Konzeption angepasster Monitoring-Programme und die Durchführung von Praxistests und Maßnahmenplanungen notwendige Schritte auf dem Weg zur Erstellung der ersten Bewirtschaftungspläne für die Flussgebietseinheiten von Ems, Weser, Elbe und Rhein im Jahre 2009. (Bewirtschaftungspläne siehe unter www.wasserblick.net).

Zentrales Thema des vorliegenden Berichts ist die ökologische Bewertung der Küsten- und Übergangsgewässer Niedersachsens, wie sie für den Bewirtschaftungsplan 2009 vorgenommen wurde. Monitoring-Programme sowie Bewertungssysteme und -ergebnisse für die biologischen Qualitätskomponenten werden dargestellt und erläutert. Es wird ausgeführt, welche Stressoren auf die jeweilige Qualitätskomponente einwirken und wie die Chancen der Zielerreichung bis 2015 einzuschätzen sind. Für jede Qualitätskomponente werden darüber hinaus kurze Informationen zum Stand der internationalen Interkalibrierung gegeben.

Interkalibrierung

Die Harmonisierungsarbeit zwischen den EU-Mitgliedsstaaten in der internationalen Interkalibrierung zielt in erster Linie auf eine Vergleichbarkeit der Bewertungsergebnisse der Mitgliedsstaaten ab. Aufgabe der Interkalibrierung ist es, die europaweit einheitliche Bewertung des guten ökologischen Zustands durch die nationalen Bewertungsmethoden zu gewährleisten.

Mitgliedsstaaten mit ähnlichen Gewässertypen arbeiten in Interkalibrierungsgruppen (GIG Geographical Intercalibration Group) zusammen. Deutschland gehört mit seinen Küstengewässern zur Ländergruppe des Nordostatlantiks (NEA GIG) und zur Ostsee (Baltic GIG). Für Niedersachsen sind die Verhandlungspartner der Küstengewässer der Nordsee (NEA GIG) im Wesentlichen die Niederlande, Belgien, Dänemark und Großbritannien. Eine erste Phase der Interkalibrierung wurde 2007 mit entsprechenden Veröffentlichungen (Technical Report, Decision Report – siehe <http://circa.europa.eu>) abgeschlossen. Derzeit arbeiten die Mitgliedsstaaten in der zweiten Phase der Interkalibrierung, die Mitte 2011 abgeschlossen sein wird.

Bewertung

Die Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten wird in fünf Bewertungsklassen ausgedrückt, denen in Kartendarstellungen eine spezielle Farbe zugeordnet ist (Farbkennung s. Grafik unten). Die Klassifizierung der Bewertung wird anhand des ökologischen Qualitätsverhältnisses (ecological quality ratio, EQR) vorgenommen. Für jede Qualitätskomponente gibt der EQR die Ergebnisse der im Verlauf der Überwachung erhobenen Daten im Verhältnis zu den vorher definierten Referenzwerten an (Maßstab für annähernd gleiche Wasserkörper des betreffenden Typs). Dabei wird ein natürlicher, ungestörter Zustand als Referenzzustand mit dem EQR 1 gleichgesetzt.

Angestrebtes Ziel ist der ‚Gute Zustand‘ mit einem EQR, der in der Regel zwischen 0,6 und 0,8 liegt (höhere Werte sind als ‚Sehr Guter Zustand‘ definiert).

Die Bewertung des sehr guten bzw. guten ökologischen Zustands setzt den ebenfalls guten Zustand der Hydromorphologie, der physikalisch-chemischen Parameter sowie der sonstigen chemischen Stoffe voraus. Diese Hilfskomponenten dienen der Unterstützung der Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten zur Klassifizierung des sehr guten bzw. guten ökologischen Zustands.

Analog zur Bewertung des ökologischen Zustands natürlicher Wasserkörper erfolgt für künstliche Wasserkörper und Wasserkörper, die nach den Vorgaben der WRRL als „erheblich verändert“ eingestuft wurden, die Bewertung des ökologischen Potenzials. An der niedersächsischen Küste gilt dies für die Übergangsgewässer der Flüsse Ems, Weser und Elbe. Da nicht für alle Qualitätskomponenten Bewertungsverfahren für das ökologische Potenzial vorliegen, wird bei einzelnen Komponenten (z. B. Makrozoobenthos) hilfsweise der ermittelte ökologische Zustand mit dem ökologischen Potenzial gleichgesetzt

Ökologischer Zustand	Ökologisches Potenzial
sehr gut 	
gut 	gut und besser
mäßig 	mäßig
unbefriedigend 	unbefriedigend
schlecht 	schlecht

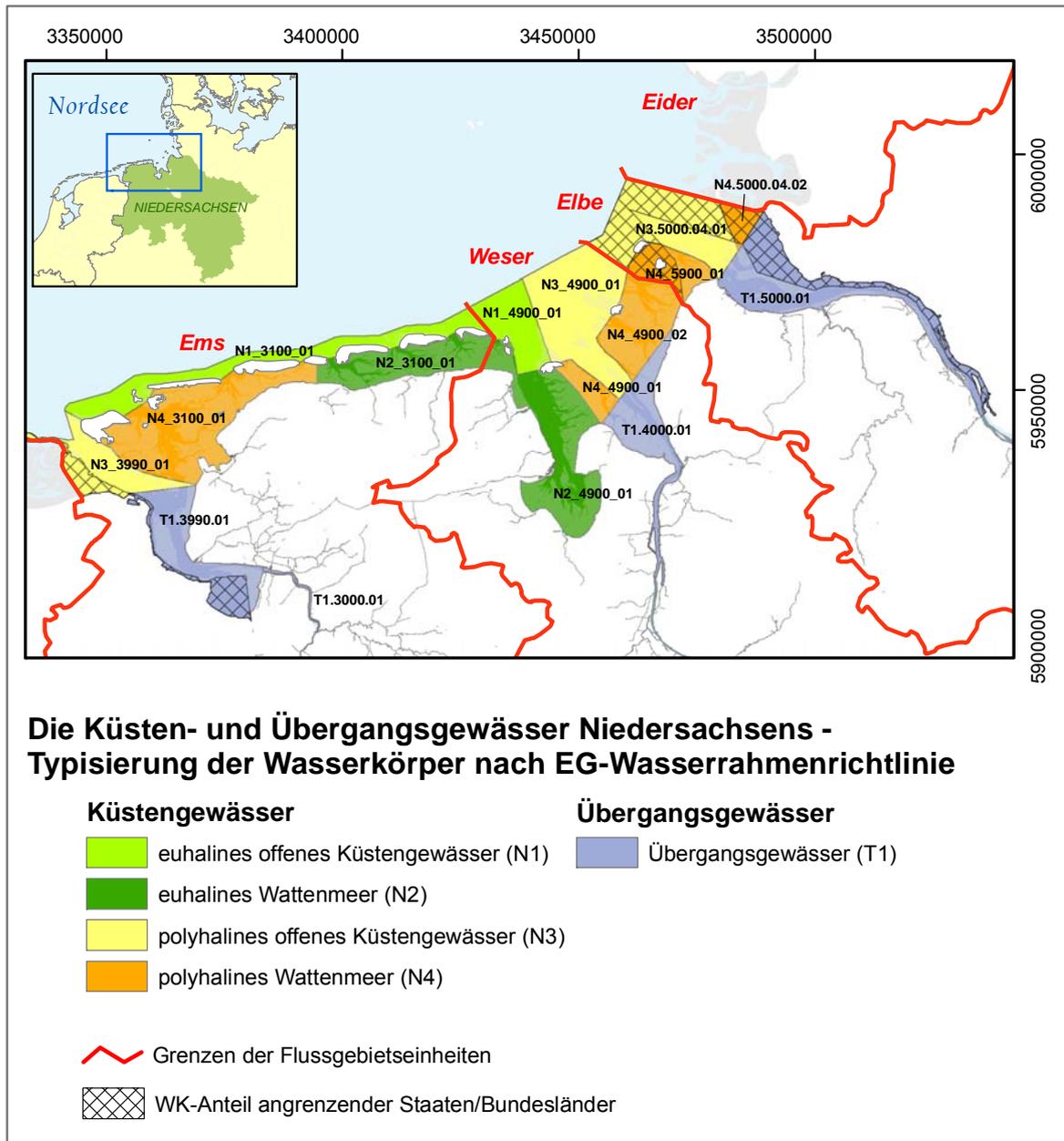


Abb. 1.1: Gewässertypen und Wasserkörper an der niedersächsischen Küste

2 Phytoplankton

Der Begriff „Phytoplankton“ fasst eine Vielzahl mikroskopisch kleiner, einzelliger Algen zusammen, die aufgrund ihrer autotrophen Lebensweise als Primärproduzenten die Grundlage mariner Nahrungsnetze bilden. Ihre Entwicklung ist insbesondere von dem jeweiligen Licht- und Nährstoffangebot sowie von der Temperatur abhängig. Veränderungen dieser abiotischen Faktoren üben daher einen direkten Einfluss auf das Phytoplankton aus.

Phytoplanktonpopulationen weisen natürlicherweise eine sehr hohe Dynamik auf. So kann es bei einem hohen Nährstoff- und Lichtangebot zu rapiden Massenentwicklungen kommen, den „Phytoplanktonblüten“. Neben diesen Extrema treten aber auch immer wieder Schwankungen mit kleineren Amplituden auf. Darüber hinaus verändert sich die Zusammensetzung des Planktons laufend.

Das Phytoplankton der Nordsee wird von Diatomeen (Kieselalgen) und Dinophyceen (Dinoflagellaten) dominiert, den beiden artenreichsten Gruppen des Nordsee-Phytoplanktons (Hoppenrath et al. 2009).

Aufgrund der Fähigkeit zur direkten Umwandlung von anorganischen Nährstoffen in organisches Material, wird über die Phytoplanktonbiomasse in gewissem Maße die Belastung durch Eutrophierung abgebildet.

Phytoplankton gehört wegen der komplexen Stellung im Ökosystem zu den biologischen Qualitätskomponenten, die im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) zur Bewertung der Küstengewässer herangezogen werden.

2.1 Welche Stressoren wirken vermutlich auf die Qualitätskomponente?

Die Entwicklung von Phytoplanktongemeinschaften, die Zu- oder Abnahme der durch Photosynthese gebildeten Biomasse, wird von einer Vielzahl von Faktoren beeinflusst, die vielschichtig miteinander verbunden sind.

Aufgrund der autotrophen Lebensweise wird Phytoplankton insbesondere direkt durch die Menge der zur Verfügung stehenden Nährstoffe (hauptsächlich Phosphat und Stickstoff) beeinflusst und kann daher als guter Indikator für das Ausmaß der anthropogen verursachten Nährstoffbelastung genutzt werden.

Eutrophierung, die Anreicherung von Nährstoffen im System (insbesondere Stickstoff und Phosphat), gilt als globales Problem der Meeresumwelt.

Ausgelöst durch den vermehrten Einsatz von Düngemitteln in der Landwirtschaft, den Bau von Entwässerungsgräben, die vermehrte Haltung von Nutztieren sowie die fortschreitende Entwaldung wurden im letzten Jahrhundert die Konsequenzen zunehmender Eutrophierung seit Ende der 1970er Jahre mehr und mehr spürbar (Lotze et al. 2005). So hat sich seit diesem Zeitraum bis zur Mitte der 1990er Jahre die Phytoplanktonbiomasse, die in der Regel anhand der Chlorophyll a Konzentration gemessen wird, verdoppelt bzw. sogar verdreifacht (van Beusekom et al. 2005). Neben einem deutlichen Anstieg der Primärproduktion kam es zu einer Zunahme der Trübung in der Wassersäule. Weitere Auswirkungen der Eutrophierung sind beispielsweise das vermehrte Wachstum opportunistischer Makroalgen, Sauerstoffdefizite, Rückgang der Seegrasflächen sowie Veränderungen der benthischen und pelagischen Lebensgemeinschaften (z.B. Cloern 2001).

Da der Großteil der Nährstoffe über die Flüsse eingebracht wird, nehmen die Eutrophierungsprobleme mit zunehmender Verdünnung zur Hohen See hin ab (siehe Abb. 2.1). Im flachen, küstennahen Wattenmeergebiet der Nordsee stellt jedoch die Anreicherung von anthropogen eingebrachten Nährstoffen den primären Belastungsfaktor dar (Berichte zur Bestandsaufnahme gemäß Artikel 5 WRRL (2005); siehe www.wasserblick.net).

Hierbei führen die unterschiedlichen Nährstofffrachten der Flüsse zu regional differenzierbaren Eutrophierungssituationen entlang der deutschen Nordseeküste:

Der größte Anteil an Nährstoffen wird – bedingt durch die Größe des Einzugsgebiets – über den Rhein eingebracht (van Beusekom et al. 2009). Hiervon wird vor allem das südliche Wattenmeer beeinflusst. Hinzu kommen in diesem Gebiet die Nährstofffrachten aus der Ems. Das zentrale Wattenmeer hingegen wird überwiegend durch die Weser und die Elbe gespeist, die beide eine mittlere Nährstofffracht mit sich bringen. Die geringsten Nährstoffeinträge gelangen über die Eider und über kleinere dänische Flüsse in das nördliche Gebiet des Wattenmeeres.

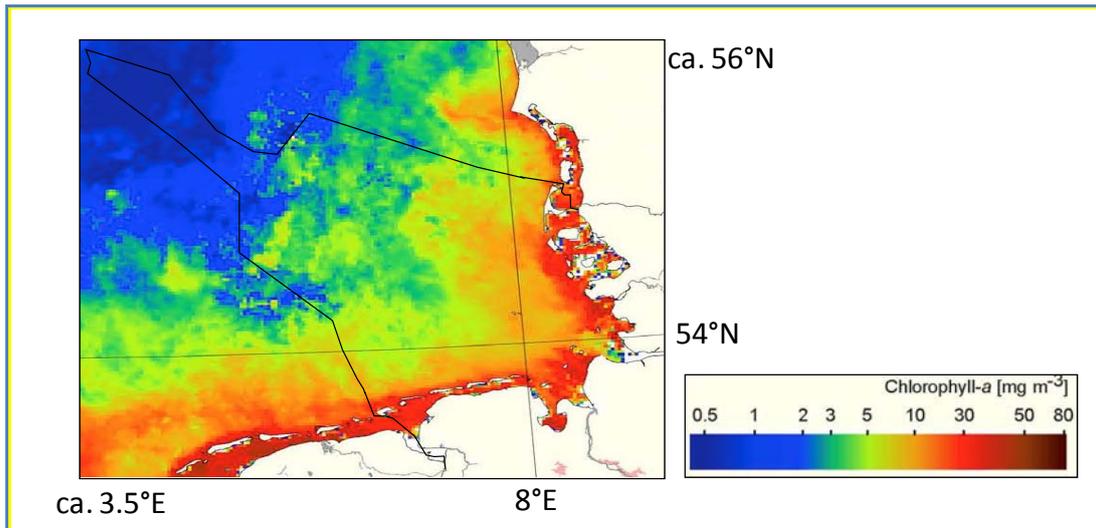


Abb. 2.1: Verteilung der Chlorophyllkonzentration in der Nordsee (REVAMP*), April 2003, monatlicher Median (Peters et al. 2005)

*REVAMP: Regional Validation of MERIS Chlorophyll Products in North Sea Coastal Waters; siehe auch: <http://www.brockmann-consult.de/revamp/>

Zusätzlich kann der fortschreitende Klimawandel Einfluss auf die Entwicklung des Phytoplanktons nehmen. Veränderte Licht- und Temperaturverhältnisse üben nicht nur Einfluss auf die Wachstumsphasen des Phytoplanktons aus, sondern begünstigen auch die Etablierung neuer Arten aus wärmeren Gewässern und somit Veränderungen der Phytoplanktongemeinschaft.

Durch den Klimawandel hervorgerufene Prozesse sind bisher nur ansatzweise erforscht und zeichnen sich durch eine hohe Komplexität aus. Auch wenn der Klimawandel als Stressor bei der Bewertung der Qualitätskomponente Phytoplankton nicht direkt berücksichtigt wird, spiegelt er sich in dem primären Belastungsfaktor Eutrophierung wider: Veränderte Niederschläge beeinflussen beispielsweise die fluvialen Nährstoffeinträge. Weiterhin kann die zunehmende Erwärmung eine verstärkte Schichtung in den Gewässern hervorrufen, wodurch die Eutrophierungsprozesse gefördert würden (Brockmann und Topçu 2009).

2.2 Bewertungsmethode

Zur Einschätzung des ökologischen Zustandes mit Hilfe der Qualitätskomponente Phytoplankton sollen laut WRRL sowohl für die Küsten- als auch für die Übergangsgewässer Artenzusammensetzung, Abundanz und Biomasse des Phytoplanktons sowie Häufigkeit und Intensität von Phytoplanktonblüten herangezogen werden (E G 2000).

Vor diesem Hintergrund hat der NLWKN in Abstimmung mit dem Bund/Länder Messprogramm für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee (BLMP) einen ersten Vorschlag für ein multifaktorielles Bewertungssystem für die deutschen Nordsee-Küstengewässer entwickelt (Dürselen et al. 2006). Die Bewertung der Qualitätskomponente Phytoplankton erfolgt hier anhand der Variablen „Chlorophyll a“ (als Parameter für Biomasse), „Artenspektrum“ (Artenzusammensetzung), „Biovolumen *Biddulphiales*“ und „Gesamt-Biovolumen“ (Biomasse) (siehe Dürselen et al. 2006). Der jährliche Bewertungszeitraum umfasst in diesem ersten Ansatz die Monate März bis Mai (Frühjahrsaspekt).

Der Frühjahrsaspekt zeichnet sich durch eine sehr hohe Dynamik aus. Individuendichte und Zusammensetzung des Phytoplanktons ändern sich laufend. Um diese oft sprunghaften Verläufe zu detektieren, bedarf es einer sehr hohen Messfrequenz (täglich bzw. zumindest mehrmals wöchentlich), die aus ökonomischen und logistischen Gründen im Rahmen eines Landesmonitoringprogrammes nicht zu leisten ist. Vor diesem Hintergrund wird auf internationaler Ebene die Bewertung eines längeren Zeitraumes (März - September) favorisiert. In diesem Zeitraum liegen dem Phytoplankton noch keine resuspendierten Nährstoffe vor, sondern das Wachstum wird allein durch den Temperaturanstieg, den erhöhten Lichteinfall und die winterlichen Nährstoffkonzentrationen bestimmt, d. h. durch die frei verfügbaren Nährstoffe, die im System vorliegen.



Abb. 2.2: Phaeocystis-Blüte auf Norderney im Mai 2008 (Foto: Karin Näpfel, NLWKN)

Für den 1. Bewirtschaftungszeitraum 2009-2015 wurde ein angepasstes Konzept des multifaktoriellen Bewertungssystems für die Bewertung der Qualitätskomponente Phytoplankton in den deutschen Küstengewässern angewandt

Dabei wurde der interkalibrierte Parameter Chlorophyll a (Biomasse) auf die gesamte Vegetationsperiode bezogen und der ebenfalls interkalibrierte Parameter Blütenfrequenz der „Schaumalge“ *Phaeocystis* sp. (Abb. 2.2) (Frequenz und Intensität von Phytoplanktonblüten) in die Bewertung einbezogen

Für die Bewertung von *Phaeocystis*-Blüten wird die Anzahl der Monate mit mindestens einem Blütenergebnis (Konzentration von $> 10^6$ Zellen/Liter) in das Verhältnis zum Gesamtjahr (12 Monate) gesetzt. Eine „natürliche“ *Phaeocystis*-Blüte im Jahr wird mit dem sehr guten Zustand bewertet und kennzeichnet die Klassengrenze zum guten Zustand. Nach dieser Methode ergeben sich folgende Klassengrenzen für die Bewertung:

Phaeocystis-Blüten:
1 Monat im Jahr mit einer Zellkonzentration $> 10^6$ / l $\Rightarrow 1/12 = 8,33 \%$ \Rightarrow Klassengrenze sehr gut / gut = 10%
2 Monate im Jahr mit einer Zellkonzentration $> 10^6$ / l $\Rightarrow 2/12 = 16,67 \%$ \Rightarrow Klassengrenze gut / mäßig = 17%

Der weitere Parameter der Bewertung ist die Konzentration von Chlorophyll a. Referenzwerte für Chlorophyll a wurden von Brockmann und Topçu (z.B. 2008) mit Hilfe von modellierten Stickstoffwerten (MONERIS, Behrend et al. 2003) abgeleitet, da keine historischen Messwerte aus den Küstengewässern der deutschen Bucht existieren. Hierzu wurden Korrelationen von Gesamt-Stickstoff (TN) und Chlorophyll a rezenter Messdaten mit Korrelationskoeffizienten modellierter pristiner TN-Konzentrationen in Verbindung gebracht und daraus pristiner Chlorophyll a Konzentrationen berechnet (Topçu et al. 2006).

Die resultierenden Chlorophyll a Referenzwerte (90% Perzentile) liegen bei 3,3 µg/l für den Küstengewässertyp NEA 1/26c und 4,8 µg/l für den Typ NEA 3/4 (Brockmann und Topçu 2008, siehe auch Abb. 2.3). Die Klassengrenzen „sehr gut/gut“ und „gut/mäßig“ wurden durch Aufschläge von jeweils 50%, ausgehend vom Referenzwert, festgelegt:

Chlorophyll a Typ NEA 1/26c - Klassengrenzen Referenz: 3,3 µg/l $\Rightarrow + 50 \%$ \Rightarrow sehr gut / gut = 5 µg/l $\Rightarrow + 50 \%$ \Rightarrow gut / mäßig = 7,5 µg/l
Chlorophyll a Typ NEA 3/4 - Klassengrenzen Referenz: 4,8 µg/l $\Rightarrow + 50 \%$ \Rightarrow sehr gut / gut = 7 µg/l $\Rightarrow + 50 \%$ \Rightarrow gut / mäßig = 11 µg/l

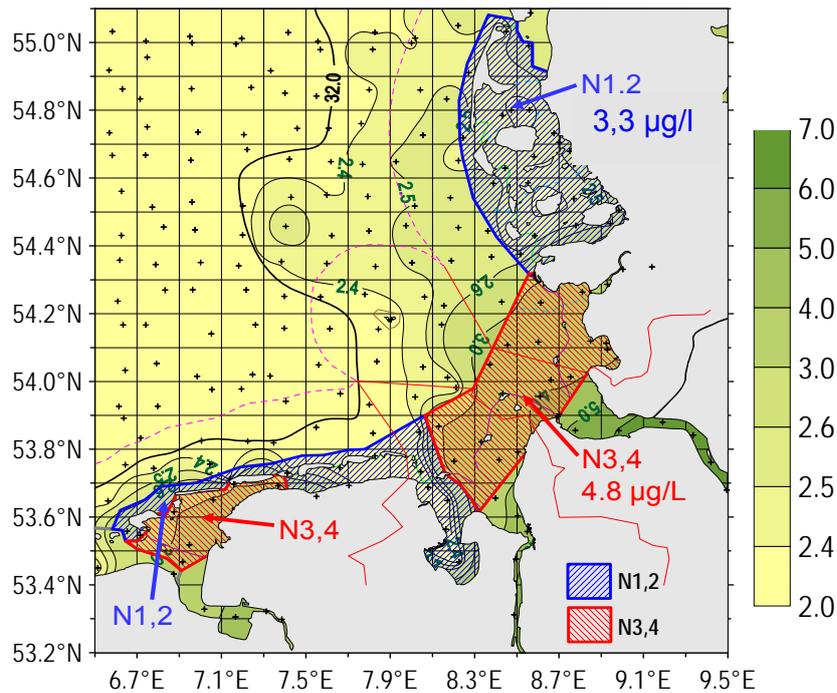


Abb. 2.3: Durchschnittliche natürliche (pristine) Hintergrundwerte der Chlorophyll a (90% Perzentil) Konzentrationen [$\mu\text{g/l}$] in der Deutschen Bucht während der Vegetationsperiode (Abbildung aus Brockmann und Topçu 2008)

Bisher wurde in Deutschland das Bewertungssystem in der dargestellten Version nur auf Küstengewässer (Typen NEA1/26, NEA3/4) angewendet. Die von der WRRL geforderte Bewertung der Übergangsgewässer mit Hilfe der Qualitätskomponente Phytoplankton wird nach derzeitiger Auffassung als nicht sinnvoll angesehen. In den Übergangsgewässern ist aufgrund der hohen Schwebstoffkonzentrationen und der damit verbundenen starken Wassertrübungen der Lichteinfall so gering, dass sich keine eigene Phytoplanktonpopulation ausbilden kann (Jaklin et al. 2007).

2.3 Stand der Interkalibrierung

Bisher hat kein Mitgliedstaat eine Methode entwickelt, die alle laut WRRL geforderten Parameter zur Bewertung der Qualitätskomponente Phytoplankton einbezieht. Von den meisten Mitgliedstaaten wird die Chlorophyll a Konzentration als Parameter für Biomasse bewertet. In Phase I der Interkalibrierung (2004 bis 2007) konnten die Chlorophyll a Referenzwerte und die Klassengrenzen für „sehr gut/gut“ und „gut/mäßig“ u.a. für den Gewässertyp NEA 1/26 interkalibriert werden. Als Grundlage dienen die 90% Perzentile der Chlorophyll a Konzentrationen der Vegetationsperiode für einen Bewertungszeitraum von 6 Jahren.

Keine Einigung bezüglich der Chlorophyll a Werte konnte in Phase I zwischen Deutschland und den Niederlanden für den Gewässertyp NEA 3/4 erzielt werden. Dies betrifft unter anderem einen gemeinsamen, grenzübergreifenden Wasserkörper im Em-

sästuar. An dieser ausstehenden Abstimmung wird auf bilateraler Ebene zwischen Deutschland und den Niederlanden im Rahmen der Gremien intensiv gearbeitet, um in der laufenden Phase II der Interkalibrierung ein Ergebnis zu erzielen.

Ebenfalls in Phase I wurde der Parameter „*Phaeocystis*-Blüten“ zwischen Großbritannien, Belgien, den Niederlanden und Deutschland² interkalibriert. In der Praxis hat sich jedoch gezeigt, dass mit dieser Methode das Auftreten von *Phaeocystis*-Blüten (und folglich auch die gesamte Qualitätskomponente Phytoplankton) häufig zu „gut“ bewertet wird, da als Bezug das gesamte Jahr betrachtet wird. Richtiger wäre es, als Bezug nur die Monate zu verwenden, in denen es erfahrungsgemäß zu einer *Phaeocystis*-Blüte kommen kann (Frühsommer bzw. weiter gefasst die gesamte Vegetationsperiode). Derzeit wird zwischen den beteiligten Mitgliedstaaten deshalb eine entsprechende Veränderung der interkalibrierten Methode diskutiert.

In Phase I der Interkalibrierung wurde weiterhin zwischen Spanien, Frankreich, Portugal, Irland und Großbritannien die Bewertung der Intensität und Häufigkeit von Phytoplanktonblüten anhand von erhöhten Zellzahlen („elevated cell counts“) einer Art/Gruppe über einem bestimmtem Grenzwert interkalibriert. Die nördlicheren Mitgliedstaaten der NEA GIG (B, NL, D, DK, S, No) halten eine solche Bewertung für wenig

² Da das Vorkommen bzw. die Massenentwicklung der Schaumalge *Phaeocystis* sp. regional begrenzt ist, ist dieser Parameter nur für die genannten Mitgliedstaaten relevant.

aussagekräftig und favorisieren stattdessen eine Bewertung mit Hilfe von Biovolumina. Über die Phytoplankton-Gesamtdatenbank, die sich derzeit im Aufbau befindet, soll eine Umrechnung von Zellzahlen in Biovolumina (und umgekehrt) konzipiert werden.

Bezüglich der Bewertung der Artenzusammensetzung des Phytoplanktons bestehen derzeit in der NEA GIG unterschiedliche Ansätze (z.B. Devlin et al. 2007, Devlin et al. 2009), die von den Mitgliedstaaten geprüft werden. Bisher konnte sich noch kein Ansatz behaupten und in die Interkalibrierung einfließen. Auch die in dem deutschen Ansatz von Dürselen et al. (2006) verwendeten „Zeigerarten“ variieren in ihrem Auftreten sehr stark und scheinen von daher kaum zur Bewertung des jeweiligen Wasserkörpers geeignet zu sein.

Eine Bewertung des Auftretens von toxischen Mikroalgen wird von keinem der Mitgliedstaaten als zielführend erachtet, da bisherige Untersuchungen nur unzureichende bzw. keine Korrelationen mit den jeweiligen Nährstoffkonzentrationen zeigen konnten. Eine Zusammenfassung unterschiedlicher Publikationen hierzu sollen dem 'Technical Report 2011' beigefügt werden³.

2.4 Monitoring – Art und Frequenz der Probenahme

Bei der überblicksweisen und operativen Überwachung im Rahmen der WRRL übernimmt der NLWKN das Monitoring der Küstengewässer vor der niedersächsischen Küste (Abb. 2.4, Tab. 2.1). Detaillierte Informationen finden sich im „Niedersächsischen Monitoringkonzept für Küsten- und Übergangsgewässer“ (NLWKN 2006).

Auf Grund der hohen Variabilität der Phytoplanktongemeinschaft sind sehr dichte Messintervalle erforderlich, um die laut WRRL geforderte „Zuverlässigkeit und Genauigkeit bei der Klassifizierung der Qualitätskomponente“ zu erreichen. Die in der Richtlinie vorgegebene Beprobungsfrequenz von Phytoplankton alle 6 Monate reicht hierzu bei Weitem nicht aus.

In der Regel ist, um zuverlässige Aussagen über Veränderungen der Phytoplanktonpopulation machen zu können, eine wöchentliche Beprobung erforderlich, die so jedoch nicht in allen Wasserkörpern umgesetzt werden kann. Das niedersächsische Monitoring stützt sich daher für Phytoplankton auf drei Repräsentativmessstationen (Norderney Nney_W_2, Nney_W_3 und Wilhelmshaven JaBu_W_1), an denen im Rahmen der überblicksweisen Überwachung ganzjährig 14-tägig Proben genommen werden. Ebenfalls 14-tägig – im Wechsel dazu – wird die Station Norderney im Rahmen des operativen Monitorings beprobt, so dass diese Station ein wöchentliches Probennahmeintervall aufweist. Die Probenahme erfolgt auf Norderney bei Hoch- und bei Niedrigwasser an der gleichen Probennahmestelle und deckt auf diese Weise zwei Gewässertypen und somit zwei Stationen ab: Bei Hochwasser dringt Wasser des Gewässertyps N1 (euhalin, offene See, Wasserkörper N1 Ems) bis zu dieser Probennahmestelle vor, bei Niedrigwasser wird Wasser des Gewässertyps N4 (polyhalines Wattenmeer, Wasserkörper N4 Ems) erfasst.

Eine weitere Monitoringstation, die der operativen Überwachung dient, liegt in der Wesermündung.

Die weiteren Wasserkörper vor der niedersächsischen Küste werden quartalsweise an 4 Stationen im Rahmen der überblicksweisen Überwachung beprobt. Diese Stationen geben mit ihrer geringeren Beprobungsfrequenz die wasserkörper-typischen Unterschiede wieder. So kann sichergestellt werden, dass die Einflüsse auf benachbarte Küstengewässer ermittelt und ggf. zur Bewertung der anthropogenen Belastung herangezogen werden können.

Die Wasserproben werden als Schöpfproben aus dem Oberflächenwasser genommen. Die Analytik (Chlorophyll a, Bestimmung der Abundanz und Biomasse), erfolgt gemäß der im BLMP abgestimmten Muster-Standardarbeitsanweisungen (SOP), die in den entsprechenden BLMP-Verfahrensanweisungen (VA) für den jeweiligen Probennahmestandort genauer spezifiziert sind (UBA 2009a,b)

Das Nährstoffpotenzial für die Frühjahrs- und ggf. die Herbstplanktonblüte wird im Rahmen des niedersächsischen Monitorings für Küsten- und Übergangsgewässer (NLWKN 2006) an 16 Messstellen entlang der Küste registriert, so dass entsprechende Daten für die Interpretation der Planktondaten zur Verfügung stehen.

³ Alle Ergebnisse der Interkalibrierungsphase I sind im 'Decision Report' der EG Kommission (2008) nachzulesen.

Tab. 2.1: Stationen der Phytoplanktonbeprobung

Überwachung	Station	Beschreibung	Wasserkörper	Zeitraum	Frequenz
Überblicksweise	Nney_W_2	Norderney Hochwasser	N1 Ems (HW)	ganzjährig	14-tägig
	Nney_W_3	Norderney Niedrigwasser	N4 Ems (NW)	ganzjährig	14-tägig
	JaBu_W_1	W'haven Mole	N2 Weser	ganzjährig	14-tägig
	Bork_W_1	Westerems (1)	N3 Ems	ganzjährig	quartalsweise
	Spog_W_2	Harle (5)	N2 Ems	ganzjährig	quartalsweise
	Jade_W_1	Jade, Höhe Alte Mellum (6)	N1 Weser	ganzjährig	quartalsweise
	AuWe_W_1*	Außenweser (8) Leuchtturm Alte Weser	N3 Weser	ganzjährig	quartalsweise
Ersatzweise: AuWe_W_2*	Außenweser (8-E) Leuchtturm Roter Sand	N1 Weser			
Operativ	Nney_W_2	Norderney Hochwasser	N1 Ems (HW)	ganzjährig	14-tägig
	Nney_W_3	Norderney Niedrigwasser	N4 Ems (NW)	ganzjährig	14-tägig
	WeMu_W_1	Wesermündung	N3 Weser	März - Oktober	monatlich

*AuWe_W_1 kann nur bei sehr ruhigem Wetter an der Originalposition beprobt werden. Bei schlechterem Wetter kann auch die „Ersatz-Station“ AuWe_W_2 (8-E) angefahren werden. Falls die Probenfahrt nur übers Watt erfolgen kann, darf diese Station entfallen.

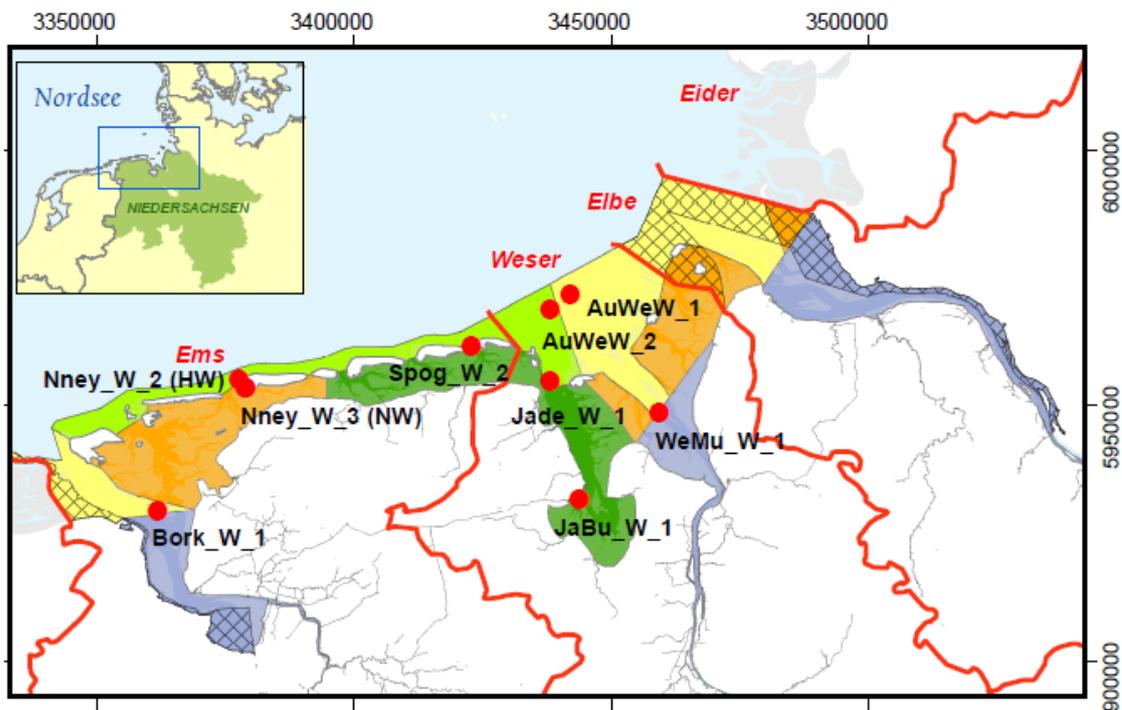


Abb. 2.4: Lage der beprobten Phytoplankton-Stationen

2.5 Ergebnisse der Bewertung – Bewirtschaftungsplan 2009

Bisher konnte für die Qualitätskomponente Phytoplankton noch keine WRRL-konforme Bewertungsmethode interkalibriert werden (siehe 1.3). Aus diesem Grund wurde die Bewertung für den Bewirtschaftungsplan 2009 anhand des angepassten nationalen multifaktoriellen Bewertungssystems (Dürselen et al. 2006) unter Einbeziehung der interkalibrierten Parameter vorgenommen: Die Chlorophyll a Frühjahrsmittel wurden durch die 90%Perzentile der Monate März bis September ersetzt und das Auftreten von *Phaeocystis*-Blüten (Zellzahlen/Liter >10⁶) bei der Bewertung berücksichtigt. Für Wasserkörper des Typs NEA 3/4 in der Emsmündung, für den die Interkalibrierung mit den Niederlanden noch aussteht, wurde in Absprache mit der niederländischen Seite zur Bewertung vorerst die von Deutschland vorgeschlagenen Grenzwerte herangezogen.

Wie in Abb. 2.5. dargestellt, ergibt sich nach dieser Methode für fast alle Wasserkörper ein mäßiger ökologischer Zustand, mit Ausnahme des Wasserkörpers NEA 4 an der Elbe (unbefriedigend). Da der NLWKN hier keine eigenen Proben nimmt, wurde die Bewertung aus dem angrenzenden schleswig-holsteinischen Wasserkörper übernommen, die ausschließlich auf Grundlage der Chlorophyll a Konzentrationen (90%Perzentil gemäß Interkalibrierung) durchgeführt wurde.

2.6 Welche Bedingungen haben zum Bewertungsergebnis beigetragen?

Phytoplanktonorganismen reagieren als nährstoff- und lichtabhängige Primärproduzenten direkt auf stoffliche Belastungen der Küstengewässer – insbesondere durch die diffusen Nährstoffeinträge aus den einmündenden Flüssen. Der Anstieg der fluvialen Nährstoffeinträge, hauptsächlich in den letzten Jahrzehnten des vergangenen Jahrhunderts, führte somit zu einer Erhöhung der Phytoplanktonbiomasse, gemessen an hohen Chlorophyll a Werten.

Zusätzlich zu dem Belastungsfaktor ‚Nährstofffrachten der Flüsse‘ sind auch der Ferntransport von der englischen Küste in das Wattenmeergebiet sowie der atmosphärische Eintrag von Stickstoff als Belastungsfaktoren von Bedeutung. Als indirekter Belastungsfaktor muss für das Wattenmeer auch der zunehmende Import und die Remineralisierung von organischem Material aus der offenen Nordsee betrachtet werden (de Jonge & Postma 1974, van Beusekom et al. 1999).

Als Fazit ist festzuhalten, dass das Nicht-Erreichen des „guten ökologischen Zustands“ der Küstengewässer bezüglich Phytoplankton zum überwiegenden Teil auf die erheblichen Belastungen der Wasserkörper durch Nährstoffeinträge aus den einmündenden Fließgewässern des jeweiligen Einzugsgebiets zurück zu führen ist. Eine Zustandsverbesserung der Küstengewässer wird somit aus den Maßnahmen zur Nährstoffreduzierung in den Flusseinzugsgebieten erwartet.

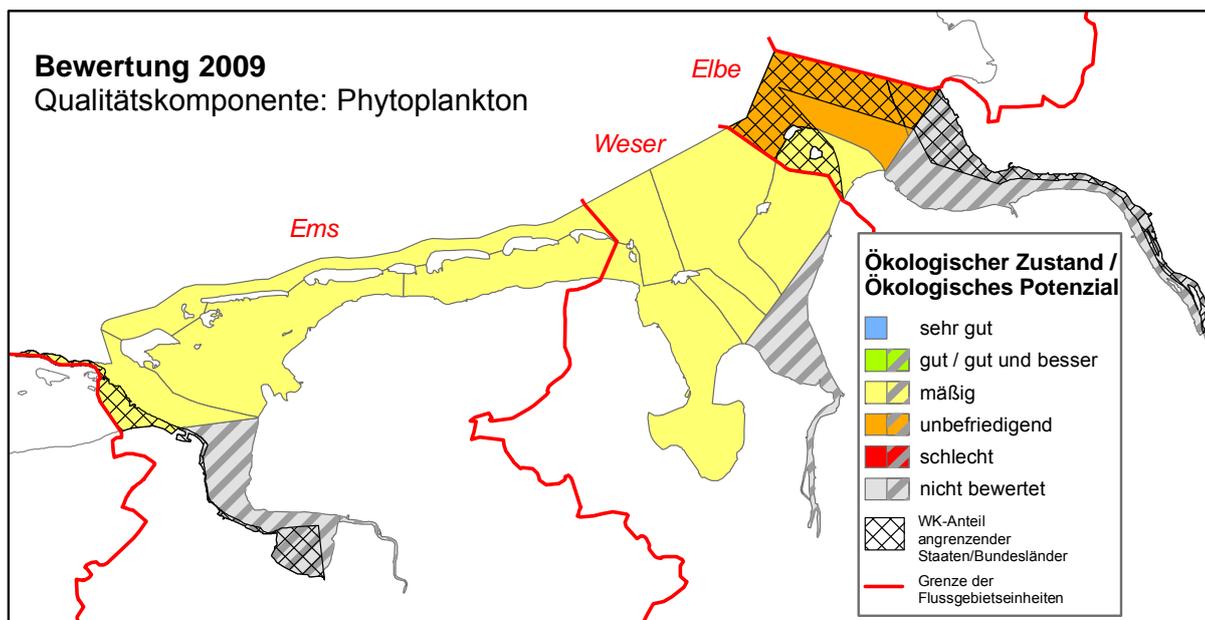


Abb. 2.5: Bewertung der niedersächsischen Küstengewässer anhand der Qualitätskomponente Phytoplankton (Stand: Bewirtschaftungsplan 2009)

2.7 Wie wird die zukünftige Entwicklung der Qualitätskomponente eingeschätzt?

Seit dem Höhepunkt der Eutrophierung Mitte der 80er Jahre des vergangenen Jahrhunderts konnte, insbesondere für das stärker von Eutrophierung betroffene südliche Wattenmeer, ein Rückgang der Phytoplanktonbiomasse in Korrelation mit einer Abnahme der Nährstoffeinträge beobachtet werden (Cadée und Hegeman 2002; van Beusekom et al. 2009).

Hinsichtlich der Trends der maßgeblich für das Wachstum des Phytoplanktons notwendigen Nährstoffkonzentrationen ist diese Entwicklung nachvollziehbar. Durch nationale und internationale Maßnahmen wie das Verbot phosphathaltiger Waschmittel, die Einführung der dritten Reinigungsstufe in Kläranlagen (zur Phosphatfällung und Stickstoffelimination) und die Reduktion mineralischer Düngemittel nehmen die Nährstofffrachten der Flüsse seit fast 20 Jahren ab (siehe Abb. 2.6).

Durch diese Flussfrachten maßgeblich beeinflusst, lässt sich auch in der Deutschen Bucht und im Wattenmeer eine Abnahme der Nährstoffkonzentrationen verzeichnen. So konnte für Phosphat im küstennahen Bereich der deutschen Bucht im Februar 2008 der Orientierungswert⁴ von 0,6 µmol/l fast erreicht werden (van Beusekom et al. 2005).

Dies gilt nur in geringerem Maße für die Stickstoffverbindungen. Der Einsatz von Stickstoff basierendem Dünger hat sich in Europa seit 1980 zwar verringert, der Eintrag aus landwirtschaftlichen Quellen in die Flüsse und der atmosphärische Eintrag durch Industrie und Verkehr ist immer noch so hoch, dass die 2008 ermittelten Nitrat-Konzentrationen in den küstennahen Bereichen der Deutschen Bucht noch etwa um den Faktor 3 über dem Orientierungswert von 12 µmol/l liegen (BMU 2008).

Der im Rahmen des Übereinkommens zum Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks (OSPAR-Übereinkommen) erstellte nationale Bericht zum Eutrophierungszustand des deutschen Küstengebiets weist die gesamte innere Deutsche Bucht einschließlich des Wattenmeers daher weiterhin als Eutrophierungsproblemgebiet aus (OSPAR 2010).

Auch der aktuelle trilaterale Qualitätszustandsbericht für das Wattenmeer (Wadden Sea Quality Status Report, van Beusekom et al. 2009) kommt zu dem Schluss, dass das Wattenmeer unverändert als Eutrophierungsproblemgebiet einzustufen ist. Die für den Wattenmeer-QSR 2009 bewerteten Nährstoffgehalte lagen drei- bis viermal höher als die OSPAR-Orientierungswerte.

Die Bewirtschaftungspläne 2010 stufen die Deutsche Bucht einschließlich Wattenmeer als eutrophiert ein. Hiernach wird der überwiegende Teil der deutschen Nordseeküstengewässer ohne weitere Maßnahmen den guten Zustand bis 2015 voraussichtlich nicht erreichen.

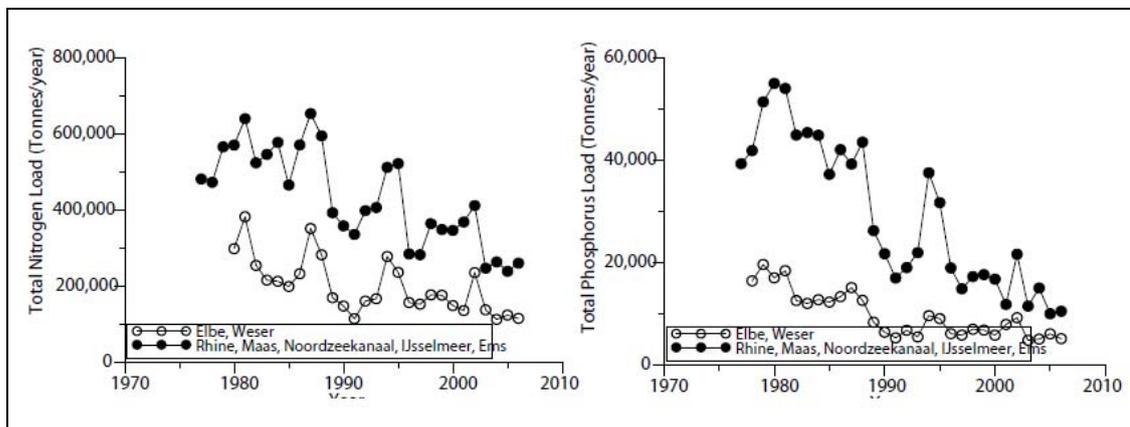


Abb. 2.6: Stickstoff- und Phosphorfracht mit Einfluss auf das südliche Wattenmeergebiet (Rhein, Maas, Nordzeekanal, IJsselmeer, Ems) sowie das zentrale und nördliche Wattenmeergebiet (Elbe, Weser). Datenquelle: DONAR, NLWKN, Lenhart & Pätsch (2001), aktualisiert bis 2006. (Abbildungen aus van Beusekom et al. 2009)

⁴ Im Rahmen von OSPAR leitet sich der Orientierungswert aus dem Hintergrundwert (Referenzwert) ab, indem dieser mit dem Faktor 1,5 multipliziert wird. (Beim Erreichen des Orientierungswerts erfolgt der Übergang von „problem area“ zu „non problem area“.)

2.8 Literatur

- Behrendt, H., Bach, M., Kunkel, R., Opitz, D., Pagenkopf, W.-G., Scholz, G., Wendland, F. (2003). Internationale Harmonisierung der Quantifizierung von Nährstoffeinträgen aus diffusen und punktuellen Quellen in die Oberflächengewässer Deutschlands. (In German with an English summary: Nutrient emissions into river basins of Germany on the basis of a harmonised procedure.) UBA-FB 000446, Texte 82/03, 201 S.
- Brockmann, U., Topçu, D. (2008). Deduction of natural background concentrations and thresholds for chlorophyll a in the German Bight for NEA 1/26 and NEA 3/4. Internes Papier für die Sitzung mit dem MU in Hannover.
- Brockmann, U., Topçu, D. (2009). MSRL Anfangsbewertung Eutrophierung. Uni Hamburg, Bericht im Auftrag des UBA, unveröffentlicht.
- BMU (2008). Nitratbericht 2008 - Gemeinsamer Bericht der Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit sowie für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz - http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/nitratbericht_2008.pdf
- Cadée, G.C., Hegeman, J. (2002). Phytoplankton in the Marsdiep at the end of the 20th century; 30 years monitoring biomass, primary production and Phaeocystis blooms. *J. Sea Res.* 48: 97-110.
- Cloern, J.E. (2001). Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem: *Marine Ecology Progress Series* 210: 223-253.
- de Jonge, V.N., Postma, H. (1974). Phosphorus compounds in the Dutch Wadden Sea. *Neth. J. Sea Res.* 8: 139-153.
- Devlin, M., Best, M., Coates, D., Bresnan, E., O'Boyle, S. (2007). Establishing boundary classes for the classification of UK marine waters using phytoplankton communities. *Marine Pollution Bulletin* 55: 91-103.
- Devlin, M., Barry, J., Painting, S., Best, M. (2009). Extending the phytoplankton tool kit for the UK water framework directive: indicators of phytoplankton community structure. *Hydrobiologia* 633:151-168.
- Dürselen, C., Grage, A., Ehmen, S., Schulz, M., Wübben, A. (2006). Erstellung eines multifaktoriellen Bewertungssystems für Phytoplankton der deutschen Nordsee-Küstengewässer im Zuge der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Gutachten im Auftrag des NLWKN.
- Europäische Gemeinschaft (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. Nr. L 327/1.
- EG Kommission (2008). Entscheidung der Kommission vom 30. Oktober 2008 zur Festlegung der Werte für die Einstufungen des Überwachungssystems des jeweiligen Mitgliedstaats als Ergebnis der Interkalibrierung gemäß der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates. Amtsblatt der Europäischen Union, 10.12.2008, (2008/915/EG).
- Gerlach, S.A. (1990). Nitrogen, phosphorus, plankton and oxygen deficiency in German Bight and Kiel Bay - final report on the project. Eutrophication of the North Sea and the Baltic Sea. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Hoppenrath, M., Elbrächter, M., Drebes, G. (2009). Marine Phytoplankton. Selected microphytoplankton species from the North Sea around Helgoland and Sylt. Kleine Senckenberg-Reihe, 249 S.
- Jaklin, S., Petersen, B., Adolph, W., Petri, G., Heiber, W. (2007). Aufbau einer Bewertungsmatrix für die Gewässertypen nach EG-WRRL im Küstengebiet der Nordsee. Schwerpunkt Flussgebietseinheiten Weser und Elbe. Abschlussbericht – Teil A: Nährstoffe, Fische, Phytoplankton, Makrophyten (Makroalgen und Seegras), Berichte des NLWKN 2007, 86 S.
- Lotze, H.K., Reise, K., Worm, B., Van Beusekom, J.E.E., Busch, M., Ehlers, A., Heinrich, D., Hoffmann, R.C., Holm, P., Jensen, C., Knottnerus, O.S., Langhanki, N., Prummel, W., Vollmer, M., Wolff, W.J. (2005). Human transformations of the Wadden Sea ecosystem through time: a synthesis. *Helgol. Mar. Res.* 59: 84-95.
- NLWKN (2006). Monitoringkonzept Oberflächengewässer Niedersachsen / Bremen. Teil B: Übergangs- und Küstengewässer Ems und Weser. Stand 22.12.2006.
- OSPAR (2010). QSR 2010, Chapter 4: Eutrophication, <http://qsr2010.ospar.org/en/ch04.html>

- Peters, S.W.M., Eleveld, M., Pasterkamp, R., van der Woerd, H., Devolder, M., Jans, S., Park, Y., Rud-dick, K., Block, T., Brockmann, C., Doerfer, R., Krasemann, H., Röttgers, R., Schönfeld, W., Jor-gensen, P.V., Tilstone, G., Martinez-Vicente, V., Moore, G., Sorensen, K., Hokedal, J., Johnsen, T.M., Lomslund, E.R., Aas, E. (2005). Atlas of Chlorophyll-a concentration for the North Sea based on MERIS imagery of 2003, Edition 3.0. Product of the EC-FP5 REWAMP project, 121 S.
- Reise, K. & I. Siebert (1994). Mass occurrence of green algae in the German Wadden Sea. Deutsche Hydrographische Zeitschrift. Supplement. Hamburg.
- Topçu, D., Brockmann, U., Claussen, U. (2006). As-sessments of the eutrophication status in the German Wadden Sea, based on background con-centrations of nutrients and chlorophyll. NERI Technical Report 573: 53-72.
- UBA (2009a). Muster-Standardarbeitsanweisung für Laboratorien des Bund/Länder-Messprogramms. Prüfverfahren-SOP: Chlorophyll a-Bestimmung in Oberflächengewässern. Entwurfsfassung vom 29.11.2009. (Stand: 03.08.2010)
- UBA (2009b). Muster-Standardarbeitsanweisung für Laboratorien des Bund/Länder-Messprogramms. Prüfverfahren-SOP: Phytoplankton-Untersuchun-gen in Oberflächengewässern der Küste (qualita-tiv und quantitativ)". Version: 01 vom 15.10.2009. <http://www.blmp-online.de>
- van Beusekom, J.E.E., Brockmann U., Hesse, K.-J., Hickel W., Poremba K., Tillmann U. (1999). The importance of sediments in the transformation and turnover of nutrients and organic matter in the Wadden Sea and German Bight. *Germ J Hydr* 51: 245–266.
- van Beusekom, J.E.E., Fock, H., de Jong, F., Diel-Christiansen, S., Christiansen, B. (2001). Wadden Sea specific eutrophication criteria. *Wadden Sea Ecosystem* 14, Wilhelmshaven (Germany), 115 S.
- van Beusekom, J.E.E., Bot, P.V.M., Goebel, J.H.M., Lenhart, H., Paetsch, J., Peperzak, L., Petenati, T., Reise, K. (2005). Eutrophication. In: Essink, K., Dettmann, C., Farke, H., Laursen, K., Lüerßen, G., Marencic, H., Wiersinga, W. (Eds.), *Wadden Sea Quality Status Report 2004*. Wadden Sea Ecosys-tem No. 19. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven: 141-154.
- van Beusekom, J.E.E., Bot, P.V.M., Carstensen, J., Goebel, J.H.M., Lenhart, H., Pätsch, J., Petenati, T., Raabe, T., Reise, K. and Wetsteijn, B. (2009). Eutrophication. Thematic Report No. 6. In: Marencic, H. & Vlas, J. de (Eds.), 2009. *Quality Status Report 2009*. WaddenSea Ecosystem No. 25. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Wil-helmshaven, Germany.
- Wasserblick, www.wasserblick.net – Berichte gemäß Artikel 5 WRRL zu den einzelnen Flussgebiets-einheiten.

3 Makrophyten (Großalgen und Angiospermen)

Neben dem Phytoplankton (Kap. 2) gehören aus dem Pflanzenreich die Großalgen und Angiospermen (bedecktsamige Pflanzen, Blütenpflanzen) zu den Qualitätskomponenten der EG-WRRL. Zu den Angiospermen, die im Zusammenhang mit der Bewertung der Übergangs- und Küstengewässer nach WRRL betrachtet werden, zählen die Pflanzen der Röhrichte, Brack- und Salzmarschen in den Uferbereichen der Gewässer sowie die Salden (*Ruppia* sp.) und Seegräser (*Zostera* sp.) der Watten und Priele. Die Gruppe der Großalgen (Makroalgen) besteht aus Vertretern von Grün-, Braun- und Rotalgen, die ebenfalls die Watten und Priele der Küste besiedeln.

Für die Bewertung der niedersächsischen Übergangs- und Küstengewässer nach WRRL werden Angiospermen und Großalgen zu der Qualitätskomponente „Makrophyten“ zusammengefasst. Dabei erfolgt die Bewertung zunächst separat für die Teilkomponenten „Röhrichte, Brack- und Salzmarschen“, „Seegras“ und „Makroalgen“. Das arithmetische Mittel der drei EQR-Werte ergibt dann die Gesamtbewertung des ökologischen Zustands bzw. ökologischen Potenzials der Wasserkörper im Hinblick auf die Qualitätskomponente „Makrophyten“.

Im Übergangsgewässer Elbe wurde im Auftrag der ARGE Elbe mit dem „Standorttypindex-Makrophyten“ (ST_M nach Stiller 2005a, 2005b, 2007, 2008) ein eigenes Verfahren zur Bewertung der Makrophyten entwickelt und eingesetzt (s. Kap. 3.1.2.6).

Das Ergebnis der Gesamtbewertung der Qualitätskomponente Makrophyten für 2009 ist in Abb.3.1 dargestellt; Tab. 3.1 gibt eine Übersicht über die EQR-Werte der Teilkomponenten. Dabei bietet sich das folgende Bild: Als einziger Wasserkörper in Bezug auf Makrophyten mit ‚gut‘ bewertet wird das euhaline Küstengewässer der Weser (N2, Jade/Jadebusen). Hier sind die Seegrasbestände in gutem, und die Brack- und Salzmarschen in sehr gutem Zustand. Eine leichte Abwertung erfolgt durch die Teilkomponente ‚Makroalgen‘.

Die Übergangsgewässer und das polyhaline Wattenmeer (N4) von Ems und Weser werden mit ‚mäßig‘ bewertet. In der FGE Ems wirkt sich dabei der schlechte Zustand der Seegrasbestände auf die Gesamtbewertung aus, im Wattenmeer der Weser bewirkt die Teilkomponente „Röhrichte, Brack- und Salzwiesen“ - bei sehr gutem Zustand der Seegrasbestände - eine Abwertung.

Mit ‚unbefriedigend‘ im Hinblick auf die Makrophyten werden der Wasserkörper Ems N2 (östliches ostfriesisches Wattenmeer) und die Küstengewässer der Elbe bewertet. In beiden Gebieten ist der schlechte Zustand der Teilkomponente „eulitorales Seegras“ ausschlaggebend.

Ebenfalls mit ‚unbefriedigend‘ wurde – mit dem ST_M - das ökologische Potenzial der Qualitätskomponente „Makrophyten“ im Übergangsgewässer Elbe bewertet (Stiller 2008).

Die Einzelheiten zu Monitoring, Bewertungsverfahren und Bewertung der Teilkomponenten werden in den folgenden Kapiteln (Kap. 3.1 – 3.3) beschrieben.

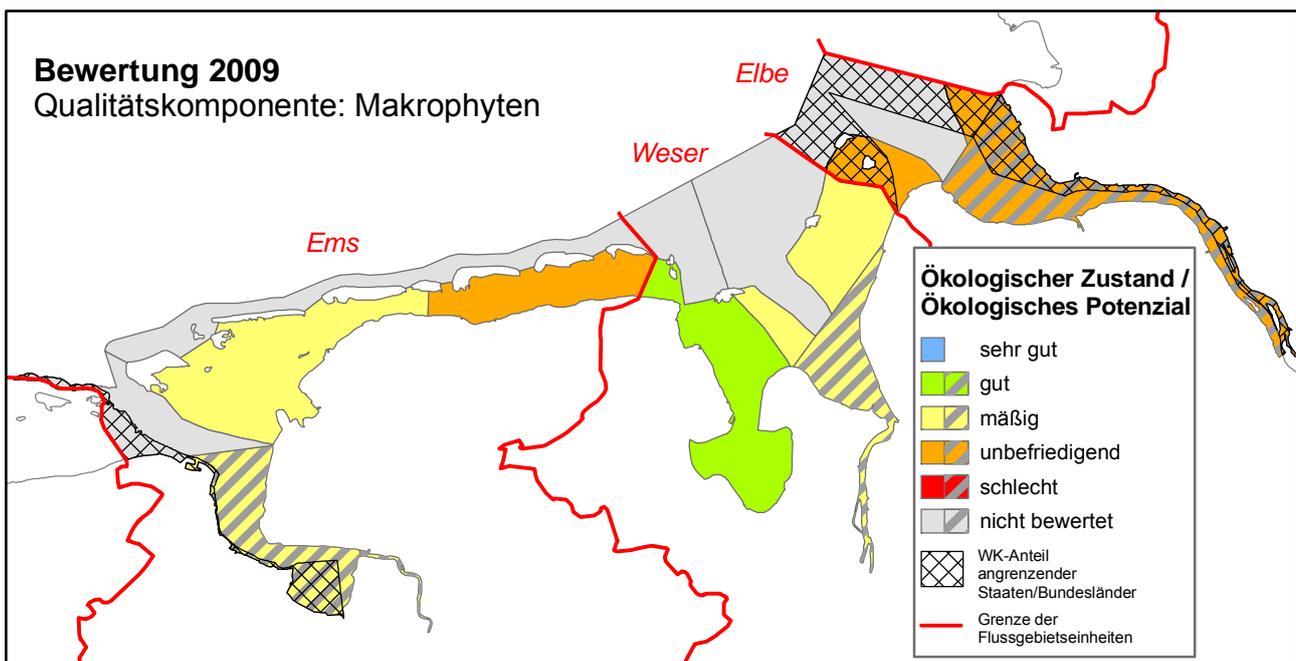


Abb. 3.1: Bewertung der niedersächsischen Übergangs- und Küstengewässer anhand der Qualitätskomponente Makrophyten (Stand: Bewirtschaftungsplan 2009)

Tab. 3.1: Bewertung der Teilkomponenten der Qualitätskomponente Makrophyten und Gesamtbewertung Makrophyten im niedersächsischen Übergangs- und Küstengewässer

Wasserkörper (Benennung, Charakteristik, Ergebnis letzte Bewertung)						
Flussgebietseinheit	WK_NAME	WK_Nummer	Seegras Eulitoral	Brack-/Salzwiesen - gesamt	Makroalgen gesamt	Makrophyten gesamt
Elbe	Außenelbe Nord	N3.5000.04.01				
	Hakensand	N4.5000.04.02				
	Westl. Wattenmeer	N4.5900.01	0	0,68	0,5	4
	ÜG Elbe	T1.5000.01	k.B.		k.B.	4
Weser	Westl. Wattenmeer	N4.4900.01	0,91	0,26	0,44	3
	Östl. Wattenmeer	N4.4900.02				
	Polyhalin offene Küste	N3.4900.01				
	Euhalin offene Küste	N1.4900.01				
	Jadebusen und anl.	N2.4900.01	0,71	0,85	0,42	2
	ÜG Weser	T1.4000.01	0,42	0,57	k.B.	3
Ems	Polyhalines Wattenmeer	N4.3100.01	0,09	0,88	0,35	3
	Polyhalin offene Küste	N3.3990.01				
	Euhalin offene Küste	N1.3100.01				
	Euhalines Wattenmeer	N2.3100.01	0,05	0,72	0,3	4
	Emsästuar	T1.3990.01	0,18	0,62	k.B.	3
	Untere Ems	T1.3000.01	k.B.	0,53	k.B.	3

3.1 Röhrichte, Brack- und Salzmarschen

Röhrichte, Brack- und Salzmarschen bilden den Übergangsbereich zwischen Land und Meer. Natürlicherweise entstehen sie in strömungsarmen Gebieten, in denen sich Sediment ablagert. Mit aufwachsendem Wattboden siedeln sich erst Pflanzen der Pionierzone und später höherer Zonen an. In Abhängigkeit von der Geländehöhe und den damit verbundenen Überflutungen mit Salzwasser sowie weiteren Einflussgrößen wie Sedimentzusammensetzung, inter- und intraspezifischen Wechselwirkungen und der landwirtschaftlichen Nutzung, differenziert sich die Artenzusammensetzung der Salzwiesen aus. Unter Brackwassereinfluss können sich Brackwiesen bzw. Röhrichte ausbilden. An diesen amphibischen, wechselhalinen und wechselfeuchten Standorten in den Küsten- und Übergangsgewässern haben sich lebensraumtypische Pflanzenarten mit spezieller Anpassung angesiedelt.

Röhrichte, Brack- und Salzmarschen sind in Teilen Bestandteil der Wasserkörper. Sie fungieren als Wasserfilter und haben damit Einfluss auf die Wasserqualität. Für Prozesse im Nahrungsnetz haben diese Gebiete eine besondere Bedeutung als Nährstoffsенke und -quelle, Remineralisationsraum, Rückzugs- und Aufzuchtgebiet für aquatische Wirbellose, Fische und Vögel. In den Salzwiesen und den angrenzenden Uferbereichen leben etwa 2.300 Tier- und Pflanzenarten.

3.1.1 Welche Stressoren wirken vermutlich auf die Qualitätskomponente?

Röhrichte, Brack- und Salzmarschen reagieren auf verschiedene natürliche bzw. anthropogene Stressoren sensibel. Zu den natürlichen Stressoren zählen Dauer und Häufigkeit von Überflutungen, wechselnde Salzgehalte im Wasser bzw. Sediment, Höhe der Überschlückung, extreme Wetterverhältnisse sowie schlechte Drainage (Vernässung bis hin zur Bildung vegetationsfreier Salzwasserschlenken). Auch wenn die hoch spezialisierte Vorlandvegetation an wechselnde Umweltbedingungen angepasst ist, kann es doch innerhalb der Pflanzengemeinschaften bei Extremereignissen zu Artenverschiebungen kommen oder - im äußersten Fall - zum Absterben der Vegetation.

Zu den wesentlichen anthropogenen Stressoren zählen die seit Jahrhunderten betriebenen Eindeichungen, die landwirtschaftliche Nutzung, die Belastung der Gewässer und damit der Röhrichte, Brack- und Salzmarschen durch Nährstoffe (Überdüngung) und Schadstoffe, Küstenschutzmaßnahmen, Unterhaltung der Schifffahrtswege, Tourismus und die damit verbundenen morphologischen Veränderungen sowie zukünftig der prognostizierte Meeresspiegelanstieg.



Abb. 3.1.1: Priel in einer naturnahen Salzwiese eines unbegrüpften, ungenutzten Lahnungsfelds im Buscher Heller der Leybucht (Foto S. Arens, 2007)

Durch Flächenverluste infolge von Sturmfluten und anschließender Landrückgewinnung durch Eindeichung kam es über die Jahrhunderte zu einem Rückgang der Vorlandflächen an der gesamten deutschen Nordseeküste. Im Bereich des Ems-Ästuars reduzierte sich die Vorlandfläche in der Zeit von 1650 bis 2004/06 um 50 %. Andererseits entstanden, wie im Bereich des Ems-Ästuars, durch Lahnungsbau und Begrüppung künstlich geschaffene und erhöhte Standorte mit neuen Röhrichtbeständen, Brack- und Salzmarschen, die jedoch eine eingeschränkte natürlicher Dynamik und Ökotoptvielfalt aufweisen.

Innerhalb der Salzwiesen kann die landwirtschaftliche Nutzung in Abhängigkeit von der Nutzungsart und deren Intensität zu Artverschiebungen hin zu mahd- und beweidungstoleranten Arten führen. Es kommt zu Ersatzgesellschaften der Brackwiesen.

Der prognostizierte Anstieg des Meeresspiegels und der Temperatur bedroht unmittelbar den Lebensraum Röhrichte, Brack- und Salzwiesen. So wird es voraussichtlich zu einem Flächenverlust und zur Verschiebung in der Zonierung bzw. Artenzusammensetzung kommen.

3.1.2 Bewertungsmethode

Die Teilkomponente „Röhrichte, Brack- und Salzmarschen“ geht in Niedersachsen in den Küstengewässern sowie im seeseitigen Abschnitt der Übergangsgewässer (meso-/polyhaliner Bereich) mit den Parametern „Vorlandfläche“ und „Vegetationszonierung“ in die Bewertung der Qualitätskomponente „Makrophyten“ ein (Arens 2006, 2009). Im oligohalinen Bereich der Unterläufe von Weser (Brake bis Bremerhaven) und Ems (Leerort bis Mündung der Ems in den Dollart) sind in Niedersachsen die Parameter „Vorlandfläche“, „Flächenanteil naturraumtypischer Biotoptypen“, „Röhrichtbreite“, „Arten und Struktur des Röhrichtgürtels“ Bestandteile der Bewertung.

Es wurde generell der ökologische Zustand bewertet. Bei den als erheblich verändert ausgewiesenen Wasserkörpern (HMWB - heavily modified waterbody) der Übergangsgewässer wurde das ökologische Potenzial bewertet.

3.1.2.1 Parameter „Vorlandfläche“ Küstengewässer und meso-/polyhaliner Bereich der Übergangsgewässer Ems und Weser

Als Referenzwert für die Vorlandfläche der niedersächsischen Küsten- und Übergangsgewässer (meso-/polyhaliner Bereich) wird gemäß Beschluss der niedersächsischen Fachgruppe Übergangs- und Küstengewässer die Fläche des Vorlandes im Jahr 1860 zugrunde gelegt, weil die Bedeichung als unveränderlicher Bestandteil des Systems angesehen wird und die Deichlinie seit 1860 relativ unverändert geblieben ist. Grundlage für die Flächenermittlungen sind die Historischen Küstenkarten von Homeier (1972, 1979, 1982). Um die seit dem Referenzjahr 1860 stattgefundenen Veränderungen des Wasserkörpers einschließlich seiner Überflutungsflächen in der Bewertung zu berücksichtigen, wird der Anteil der Vorlandfläche in Relation zur aktuellen Überflutungsfläche berechnet. Beispielsweise beträgt der Referenzwert aus dem Jahr 1860 für die Vorlandfläche des Wasserkörpers „Außenweser“ 7% von der Überflutungsfläche. Bei seiner derzeitigen Überflutungsfläche von 18.708 ha macht die Referenzfläche der Vorländer 1.310 ha aus (siehe Tab. 3.1.1).

Der ermittelte Referenzzustand wird in ein metrisches System zur Bewertung der Salz- und Brackmarschflächen eingebracht. Da dem Referenzzustand ein bereits stark überprägter Umweltzustand zugrunde liegt (verkleinerter Wasserkörper im Vergleich zu früheren Jahrhunderten, jetziger Verlauf der Hauptdeichlinie) wird die Klassengrenze zwischen dem sehr guten und guten Zustand bei nur 5% Abweichung definiert. Aus dem gleichen Grund wird die Bewertung des ökologischen Zustands in den Übergangsgewässern (HMWB) unverändert für das ökologische Potenzial übernommen. Die Grenze „gut/mäßig“ wird bei 25% Abweichung vom Referenzzustand angesetzt (siehe Tab. 3.1.1).

Tab. 3.1.1: Klassengrenzen für den Parameter „Vorlandfläche“ (in Prozent vom Referenzzustand) und die aktuellen Flächen (ha) zur Bewertung des ökologischen Zustands der Küstengewässer und des ökologischen Potenzials der meso-/polyhalinen Bereiche der Übergangsgewässer

Klasse	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
Größe der Vorlandfläche (% vom Referenzzustand)	100 - 95%	<95 - 75%	<75 - 50%	<50 - 25%	<25%
EQR	1,0 - 0,8	<0,8 - 0,6	<0,6 - 0,4	<0,4 - 0,2	<0,2 - 0
Außenweser (ha)	≥1310 – 1245	<1245 - 983	<983 - 655	<655 - 328	<328
Ems-Ästuar (ha)	≥2770 - 2632	<2632 - 2078	<2078 - 1385	<1385 - 693	<693

3.1.2.2 Parameter „Vegetationszonierung“ Küstengewässer und meso-/polyhaliner Bereich der Übergangsgewässer Ems und Weser

Salz- und Brackmarschen setzen sich aus verschiedenen Vegetationszonen zusammen, die sowohl eine Höhenzonierung als auch eine Altersentwicklung repräsentieren. Innerhalb der Gesamtheit der Vorländer einer großen Raumeinheit, wie hier eines Wasserkörpers, müssen alle Zonen mit angemessenen Anteilen vertreten sein. Das erhebliche Überwiegen einer Zone, verbunden mit geringen Flächenanteilen anderer Zonen, bedeutet in der Regel, dass die natürlichen Prozesse von Sedimentation und Erosion in dem Wasserkörper stark gestört sind und dass wichtige Funktionen der Salz- und Brackmarschen ausfallen.

Es wird davon ausgegangen, dass im Referenzzustand ein dynamisches Gleichgewicht der Zonierung herrscht, da genügend Raum vorhanden ist, die Zyklen der Anlagerung und Abtragung vollständig zu durchlaufen.

Das Vorhandensein aller Zonen in ausgewogener Verteilung repräsentiert auf dieser Ebene den sehr guten bzw. guten ökologischen Zustand. Die entsprechenden Wertebereiche für die einzelnen Zonen und die Bewertungsklassen (Tab 3.1.2 und 3.1.3) wurden durch Fachgutachten - „expert judgement“ - definiert.

Die Bewertung erfolgt durch ein Punktesystem (Tab. 3.1.2). Maximal sind 7 Punkte bei Küstengewässern und 8 Punkte bei Übergangsgewässern erreichbar. Die sich aus der zu erreichenden Punktzahl ergebende Bewertung ist in Tab. 3.1.3 abgebildet. Dabei werden für die Bewertung des ökologischen Potenzials und des ökologischen Zustands die - entsprechend der zu erreichenden Punktzahl - gleichen Klassengrenzen angesetzt.

Tab. 3.1.2: Ansatz zur Bewertung des ökologischen Zustands bzw. des ökologischen Potenzials der Salzwiesen (Parameter Vegetationszonierung) in Relation zur Gesamtfläche der Salzwiesen vor den Hauptdeichen (einschließlich der Fläche der Grünländer und Sommerpolder)

Salzwiesenzone	Anteil der Salzwiesenzone an der Gesamtfläche (einschließlich Grünland) der Salzwiese vor dem Hauptdeich		
	Maximale Punktzahl 2 Punkte	Reduzierte Punktzahl 1 Punkt	
Pionierzone	10 – 30%	5 – 10%	30 – 35%
Untere Salzwiese	20 – 50%	10 – 20%	50 – 60%
Obere Salzwiese	20 – 50%	10 – 20%	50 – 60%
Brackmarsch (ÜG)	20 – 40%	5 – 20%	--
Brackmarsch (KG)	--	1 - 10%	--

Tab. 3.1.3: Klassengrenzen für den Parameter „Vegetationszonierung“ zur Bewertung des ökologischen Zustands bzw. des ökologischen Potenzials

Qualitätskriterium		sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
Punkte aus dem Bewertungsansatz zum Anteil der Salzwiesen zonen an der Gesamtfläche der Salzwiese	Küstengewässer	7	5 - 6	4	2 - 3	0 - 1
	Übergangsgewässer	8	6 - 7	5 - 4	2 - 3	0 - 1

3.1.2.3 Parameter „Vorlandfläche“ im oligohalinen Bereich der Übergangsgewässer Ems und Weser

Die Flussunterläufe waren in historischen Zeiten einem steten Wandel unterlegen. Gegen Ende des 19. Jhd. wiesen sie noch eine weitgehend natürliche Morphologie auf, auch wenn die Morphodynamik v. a. in den Randbereichen aufgrund einer bereits weitgehenden Bedeichung der Flussunterläufe schon deutlich eingeschränkt war. Die landwirtschaftliche Nutzung wurde im Vergleich zu heute sehr extensiv betrieben, und zumindest entlang der Weser sowie ihrer Nebenarme befanden sich ausgedehnte Röhrichtbestände. Als Flächenreferenz wurde daher für die Unterweser der Zustand von 1860, also vor der ersten Weserkorrektur Ende des 19. Jahrhunderts, gewählt. Für den Raum der Unterems liegen im Gegensatz zum Unterweserraum keine großflächigen verlässlichen historischen Daten vor 1897 vor. Es wird aber davon ausgegangen, dass die Unterems zu dieser Zeit einen noch weitgehend naturnahen Verlauf zeigte und noch keine starke Bedeutung für die Schifffahrt hatte, so dass hier als Flächenreferenz das Jahr 1897 gewählt wurde.

Ähnlich wie für die Küstengewässer sowie die Außenbereiche der Übergangsgewässer wird für die Flussunterläufe der Übergangsgewässer von einem historischen Referenzzustand ausgegangen, der das ausgewogene Verhältnis Vorland/Überflutungsgebiet zur damaligen Wasserkörperfläche widerspiegelt. Dieses Verhältnis von Vorlandanteil zu Wasserkörperfläche wird auf die jetzt gegebenen Rahmenbedingungen eines insgesamt verkleinerten Wasserkörpers übertragen. Dabei handelt es sich um die potentielle Referenzfläche (P-REF), die mit dem sehr guten ökologischen Zustand gleichgesetzt wird. Da auch hier dem Referenzzustand bereits ein stark überprägter Umweltzustand zugrunde liegt (verkleinertes Wasserkörper im Vergleich zu früheren Jahrhunderten, jetziger Verlauf der Hauptdeichlinie, Hafenanlagen etc.), wird die Klassengrenze zwischen dem sehr guten und guten Zustand bei 95 % vom Referenzwert gezogen. Die Grenze „gut/mäßig“ wird bei 75% von „sehr gut“ (Referenzzustand) angesetzt (siehe Tab. 3.1.4). Aus den vorgenannten Gründen wird die Bewertung des ökologischen Zustands unverändert für das ökologische Potenzial übernommen.

3.1.2.4 Parameter „Flächenanteil naturraumtypischer Biotoptypen“ im oligohalinen Bereich der Übergangsgewässer Ems und Weser

Die vollständige Trennung der Flussunterläufe von den Marschgebieten durch Bedeichungen sowie die Umgestaltung natürlicher Flussläufe zu Seeschiffahrtsstraßen und die erhebliche Verschlechterung der Wasserqualität haben die ästuarinen Ökosysteme nachhaltig verändert. Dies hat insbesondere auch Auswirkungen auf Flora bzw. Vegetation. Als Leitbild wird daher die heutige potenziell natürliche Vegetation gewählt. Dabei ist das Ziel die Definition des heutigen Naturpotenzials und nicht die Rekonstruktion eines historischen Zustands. Die spezifischen Nutzungen für „erheblich veränderte“ Wasserkörper werden bei der Ermittlung des „höchsten ökologischen Potenzials“ ohne signifikante Einschränkungen gewährleistet (CIS-ARBEITSGRUPPE 2.2, 2002). So wird davon ausgegangen, dass die vorliegenden Nutzungen sowie die damit einhergehenden anthropogenen Veränderungen überwiegend beibehalten werden.

Historische Verhältnisse können jedoch als Orientierung für die Ermittlung des Referenzzustands herangezogen werden.

Von den naturraumtypischen Biotoptypen nach Claus et al. (1994) werden als Bewertungskriterien für den Parameter ‚naturraumtypische Biotoptypen‘ nur die begrüneten Biotoptypen herangezogen. Dies sind im Einzelnen:

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

Tab. 3.1.4: Klassengrenzen für den Parameter „Vorlandfläche“ (in Prozent vom potentiellen Referenzzustand) für die Bewertung des ökologischen Potenzials für die oligohalinen Bereiche der Übergangsgewässer von Ems und Weser

sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
100 - 95%	<95 - 75%	<75 - 50%	<50 - 25%	<25%

Tab. 3.1.5: Klassengrenzen für den Parameter „Flächenanteil der naturraumtypischen Biotoptypen an der Gesamtfläche des Vorlands“ für die Bewertung des ökologischen Potenzials in oligohalinen Bereichen der Übergangsgewässer von Ems und Weser

Qualitätskriterium	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
Flächenanteil naturraumtypischer Biotoptypen	100 - 95%	<95 - 75%	<75 - 50%	<50 - 25%	<25%

Da aufgrund des Fehlens flächendeckender Karten der potentiell natürlichen Vegetation nicht der Anteil der jeweils zu erwartenden Biotoptypen ermittelt werden kann, wird als pragmatische Alternative für eine flächige Beurteilung des Parameters der Flächenanteil aller dieser Biotoptypen zusammen bewertet. Ziel ist eine vollflächige Besiedlung mit naturraumtypischen Biotopen. Diese Situation wird hier als Referenzzustand angesetzt (100% Anteil naturraumtypischer Biotoptypen an der Vorlandfläche).

Der Referenzzustand wird in ein metrisches System gebracht. Da der Referenzsituation eine nicht unerhebliche anthropogene Überprägung zugrunde liegt, wird die Klasse „sehr gut“ eng gefasst (100 – 95%). Die Grenze „gut/mäßig“ wird bei 75% der Untergrenze von „sehr gut“ (Referenzzustand) angesetzt (Tab.3.1.5).

Für die Ermittlung des ökologischen Potenzials wird dem Referenzzustand die gesamte Vorlandfläche abzüglich der stark veränderten Flächen zugrunde gelegt

3.1.2.5 Parameter „Röhrichtbreite“ in den oligohalinen Bereichen der Übergangsgewässer Ems und Weser

Bei den ufernahen Röhrichten handelt es sich um einen für die Landschaft typischen Biotop, der für die Fauna von hoher Bedeutung ist sowie zur Reinhaltung des Wassers durch direkte Aufnahme von Nähr- sowie Schadstoffen und zur Festigung des Bodens beiträgt. Dabei wurden ausgedehnte Schilfgürtel in früheren Zeiten durch menschliche Eingriffe streckenweise stark dezimiert. An der Unterweser haben allerdings die Röhrichte im Zeitraum zwischen 1953/54 und 2002 (BIOS 2005 a-c) in weiten Bereichen um etwa 50 % des Gesamtbestands wieder zugenommen. Dies ist vor allem auf Nutzungsänderungen zurückzuführen. So sank im gleichen Zeit-

raum der Anteil des Grünlands um 65%. Im ufernahen Bereich wird die Ausdehnung des Röhrichts insbesondere nach 1983 durch den Einfluss von Strombaumaßnahmen sowie die fortschreitende Verlandung in den Seitenbereichen, z. B. des rechten Nebenarms der Weser, begünstigt.

Breite ausgedehnte Röhrichtgürtel weisen den höchsten ökologischen Zustand auf. Durch Fachgutachter wurden Mindestbreiten von Röhrichten, spezifisch dem jeweiligen Flussunterlauf angepasst, festgelegt und der jeweiligen Wertstufe des ökologischen Zustands zugeordnet (Tab. 3.1.6).

Die Bewertung der Röhrichtbreite wird in folgenden Schritten durchgeführt:

- Uferstrecken werden - entsprechend der Breite ihres Röhrichtgürtels - den Bewertungsklassen zugeordnet.
- Die Längen der Uferstrecken (m) gleicher Bewertungsklasse werden addiert.
- Für jede Bewertungsklasse wird der Prozentanteil an der Gesamtuferlänge ermittelt, anschließend mit dem klassenzugehörigen Faktor multipliziert und durch 100 dividiert.
- Die Ergebnisse der einzelnen Bewertungsklassen werden addiert und anhand der Summe kann Bewertung des Parameters zugeordnet werden.

Für die Berechnung des ökologischen Potenzials wird davon ausgegangen, dass die spezifischen Nutzungen (Städte, Hafen- und Sielanlagen, Küstenschutzwerke, Freizeitanlagen etc.) innerhalb der als HMWB ausgewiesenen Wasserkörper auch weiterhin Bestand haben und von daher solche Uferstrecken nicht Teil der Referenzstrecke (gesamte Uferstrecke) sind.

Tab. 3.1.6: Berechnungsfaktoren und Klassengrenzen der Bewertung für den Parameter „Röhrichtbreite“ der oligohalinen Bereiche der Übergangsgewässer von Ems und Weser

	sehr gut	gut	mäßig	un- befriedigend	schlecht
a) Berechnungsfaktoren					
Röhrichtbreite (m) Unterweser	≥75	<75 - 50	<50 - 25	<25 - 10	<10
Röhrichtbreite (m) Unterems	≥30	<30-20	<20-10	<10 - 5	<5
Multiplikator des prozentualen Anteils der Uferlinie je Teilabschnitt	5	4	3	2	1
b) Klassengrenzen der Bewertung					
Klassengrenzen der Bewertung des Parameters Röhrichtbreite, bezogen auf die gesamte Uferlinie der Unterweser bzw. der Unterems	5 - 4,5	<4,5 - 3,5	<3,5 - 2,5	<2,5 - 1,5	<1,5

3.1.2.6 Parameter „Arten und Struktur des Röhrichtgürtels“ im oligohalinen Bereich der Übergangsgewässer Ems, Weser und Elbe

Dieses von Stiller (2005a, b, 2007, 2008) als Standorttypindex-Makrophyten (STI_M) aus dem STI für Fließgewässer (Schöll & Haybach 2001, Schöll et al. 2005) weiterentwickelte Bewertungsverfahren orientiert sich am naturraumspezifischen Verhältnis von eng an einen bestimmten Lebensraumtyp gebundenen (stenotopen) und ökologisch weit verbreiteten (eurytopen) Arten unterhalb MThw. Neben der Artenzusammensetzung und Abundanz wird die Besiedlungsstruktur, die sich aus den Zusatzkriterien Ausdehnung, Vegetationszonierung und Vitalität zusammensetzt, berücksichtigt und im Vergleich zu einer gewässertypspezifischen Referenz beurteilt.

Für die Flussunterläufe der Übergangsgewässer (oligo- bzw. mesohalin) definiert Stiller (2005a) Referenzzustände für den Bereich unterhalb MThw. Für den sehr guten ökologischen Zustand wird die Referenz aus dem historischen Zustand vor 1900/1920 und für den guten ökologischen Zustand aus dem Zustand zwischen 1948 und 1951 abgeleitet. Im letzteren Zeitraum kam es zu umfangreichen Ausbaumaßnahmen und demzufolge zum Ausfall submerser Makrophyten, so dass emerse Makrophytenwuchsformen im Eulitoral die alleinige Vegetation des Röhrichtgürtels bildeten, d. h. nur noch ein Teil der naturnahen Vegetation vorhanden war. Dieser Zustand entspricht dem „höchsten ökologischen Potenzial“.

Referenzzustand „Brackwasser-Bereich des Übergangsgewässers“:

Den Hochstauden-Fluren und Beständen des Brackwasser-Tideröhrichts sind wasserseitig die Vegetationsgürtel des Strandsimsen-Röhrichts vorgelagert, so dass die idealtypische Ausprägung aus vier Zonen besteht. Die Begleitarten rekrutieren sich hier jedoch aus der Gruppe der Salzpflanzen. Zur Mündung hin

tritt das Süßwasser-Tideröhricht zurück. Seinen Platz nimmt das Strandsimsen-Röhricht ein. Die Gesellschaft der Einspelzigen Sumpfsimse stellt eine Sonderform an stark exponierten Standorten dar, wo sie die zuvor genannten Gesellschaften ersetzt.

Die Bewertung erfolgt durch Zuordnung der STI_M -Werte zu einer Klassifizierungsskala (Tab. 3.1.7). Bezüglich des Verfahrens zur Ermittlung der jeweiligen Werte für die o. g. Parameter wird hier auf Stiller (2005a, b, 2007, 2008) verwiesen.

3.1.3 Interkalibrierung

Die Bewertungsverfahren für Salzwiesen und Röhrichte befinden sich derzeit im Interkalibrierungsprozess; Ergebnisse liegen noch nicht vor.

3.1.4 Monitoring – Art und Frequenz der Probenahme

Gemäß der WRRL müssen Makrophyten als Qualitätskomponente im Rahmen der überblicksweisen Überwachung in Übergangs- und Küstengewässern mindestens alle 3 Jahre untersucht werden (s. WRRL Anhang V, Abschnitte 1.3.3 und 1.3.4).

Aktuelle Bewertungsgrundlagen für den ersten Bewirtschaftungszeitraum bis 2009 und Grundlage für die vorliegende Arbeit sind Daten aus 2004 (Arens 2006) für die Küstengewässer und Daten der Erhebungen aus 2007/08 (Arens 2009) für die Übergangsgewässer von Ems und Weser⁵.

⁵ Das Übergangsgewässer Elbe wurde anhand aktueller Daten separat bewertet (Einzelheiten hierzu siehe Stiller 2008).

Tab. 3.1.7: Klassifizierungsskala für die Zuordnung des STI_M zu den Bewertungsklassen des ökologischen Potenzials (Stiller 2008)

Ökologischer Zustand	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
STI-Makrophyten	>10,0	≤ 10,0 > 7,5	≤ 7,5 > 5,0	≤ 5,0 > 3,0	3,0

Ökologisches Potenzial	gut und besser	mäßig	unbefriedigend	schlecht
STI-Makrophyten	> 7,5	≤ 7,5 > 5,0	≤ 5,0 > 3,0	3,0

Die Vegetationserfassung erfolgte von der stromseitigen Vegetationsgrenze bis zum Deichfuß. Dafür wurden für die Übergangs- und Küstengewässer von Ems und Weser die jüngsten verfügbaren Luftbilder, Berichte und Planunterlagen sowie sonstige Literaturangaben, die gemäß Arens (2006) zur Bewertung des Zustands des Gewässers über die Parameter Vorlandfläche (Küstengewässer und gesamtes Übergangsgewässer), Vegetationszonierung (Meso-/Polyhalinikum), Flächenanteil naturraumtypischer Biotoptypen sowie Röhrichtbreiten (beide Parameter jeweils Oligohalinikum) benötigt werden, ausgewertet.

Für das Übergangsgewässer Weser wurde die erste diesbezügliche Auswertung anhand älterer Daten (Arens 2006) durch zwischenzeitlich hinzugekommene Daten Dritter bzw. eigene Überprüfungen ersetzt bzw. ergänzt. Für die Ems wurden die entsprechenden Daten vergleichbar ausgewertet und in Teilen 2008 überprüft.

Für den Parameter Arten und Struktur des Röhrichtgürtels (Oligo- bis Mesohalinikum) wurden 2008 Erhebungen durchgeführt. Es wurden auch Untersuchungen im Bereich Meso- bis Polyhalinikum (Ems-Ästuar und Außenweser) für einen Vergleich mit den Untersuchungen an der Außenelbe durchgeführt (vergl. Stiller 2005a, b, 2007), die aber nicht in die Bewertung dieser Gebiete einfließen.

Neben der Auswertung von bereits vorhandenen Daten und Luftbildern, erfolgte die Aufnahme neuer Daten über Kartierung auf Stichprobenbasis. Dabei wurden für zukünftige Überwachungskampagnen Dauermessstellen eingerichtet.

Ergebnisse der Bewertung – Bewirtschaftungsplan 2009

Die Qualitätskomponente Röhrichte, Brack- und Salzmarschen wurde in 9 Wasserkörpern der Übergangs- und Küstengewässer bewertet (Abb. 3.1.2). Zwei Wasserkörper der Küstengewässer wurden mit ‚sehr gut‘ bewertet, zwei Wasserkörper mit ‚gut‘. Der Wasserkörper Weser N4 wurde mit ‚unbefriedigend‘ bewertet.

In den Übergangsgewässern wurde aufgrund der vorläufigen Ausweisung als HMWB das ökologische Potenzial bewertet. Die Bewertungsmaßstäbe sind in diesem Fall identisch mit denen des ökologischen Zustands. Das Übergangsgewässer des Ems-Ästuars wurde mit ‚gut‘ bewertet, das der Unterems und das Übergangsgewässer der Weser mit ‚mäßig‘. Das Übergangsgewässer der Elbe wurde mit dem STI_M-Verfahren als ‚unbefriedigend‘ eingestuft (Stiller 2008).

Für die Parameter Vorlandfläche und Zonierung der Salzmarschen der Küstengewässer wurden die Salzwiesen der Inseln und der Küste zunächst getrennt bewertet und die Ergebnisse später gleichwertig zusammengeführt. Insgesamt flossen alle Parameter ungewichtet in die Bewertung ein, so dass die Gesamtbewertung für jeden Wasserkörper ein Mittel aus den jeweils bewerteten Parametern darstellt.

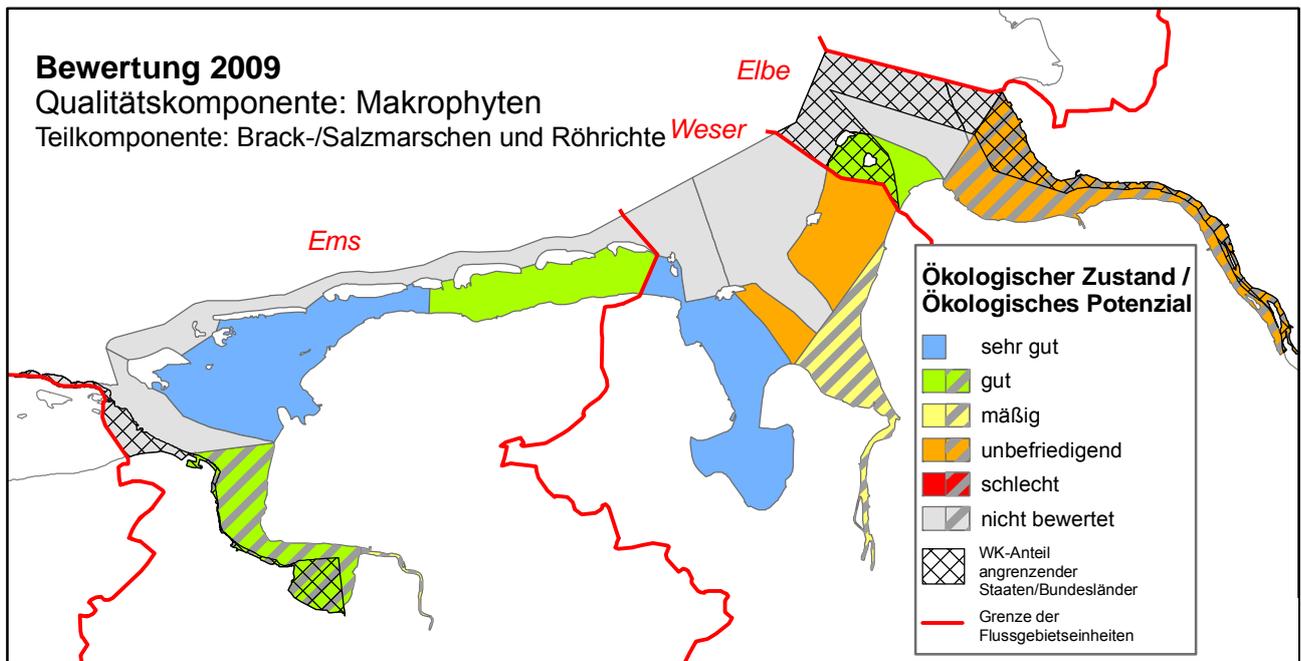


Abb. 3.1.2: Darstellung der Bewertungsergebnisse der Qualitätskomponente Röhrichte, Brack- und Salz-
 marschen für den ökologischen Zustand bzw. das ökologische Potenzial. (Das ökologische Potenzial in
 den Übergangsgewässern entspricht dem ökologischen Zustand.) (Stand: Bewirtschaftungsplan
 2009)

3.1.5 Welche Bedingungen haben zum Bewer- tungsergebnis beigetragen?

Parameter ‚Fläche Brack- und Salz- marschen‘

Zum ‚sehr guten‘ bis ‚guten‘ ökologischen Zustand der meisten Küstengewässer hat vor allem der natürliche Anwachs der Salzwiesen auf den Inseln beigetragen (Eine Ausnahme bildet der Wasserkörper Elbe N4; dort ist ein Großteil der Inseln Salzwiesen von einem Sommerdeich umschlossen.).

Im Küstenbereich des Wasserkörpers N4 Ems kam es trotz Eindeichungen seit 1860 zu einer durch Lahnungsbau geförderten Zunahme an Salzwiesen. In weiten Bereichen des Küstenvorlandes des Wasserkörpers Ems N 2 kam es durch Eindeichungen zu Flächenverlusten. Dieser Aspekt wurde jedoch in der Bewertung durch den ‚guten‘ Zustand der Vorländer der Inseln ausgeglichen.

Im Übergangsgewässer der Ems (T1) haben großflächige Eindeichungen der letzten Jahrhunderte sowie der Ausbau von Hafenanlagen zu erheblichen Flächenverlusten des Vorlandes und damit des potentiellen Raumes für Salz- und Brackmarschen geführt. Aufgrund der ausgewogenen Zonierung der Brack- und Salz-
 marschen wird das Übergangsgewässer Ems-Ästuar als im guten Potenzial befindlich bewertet.

Im Küstenbereich des Wasserkörpers N2 Weser (Jade/Jadebusen) führten zwischen 1860 und 2004 Eindeichungen zu einer Abnahme der Vorlandfläche um knapp 280 ha, aber gleichzeitig zu einer Einengung des Wasserkörpers, so dass sich hier der reale Flächenverlust relativiert. Die Bewertung führt auch hier

zu einem ‚sehr guten‘ ökologischen Zustand für den Parameter Vorlandfläche.

In den Wasserkörpern N4 und T1 der Weser führten Flächenverluste durch die Anlage von Sommerpoldern, sowie durch Landabbrüche aufgrund von Sturmfluten, zu einer ‚unbefriedigenden‘ bzw. ‚mäßigen‘ Gesamtbewertung.

In den oligohalinen Bereichen der Übergangsgewässer von Weser und Ems (Unterems) weist zwar der Parameter Vorlandfläche ein gutes ökologisches Potenzial auf, dagegen zeigen die anderen Parameter nur mäßige bis schlechte ökologische Potenziale (nur die Röhrichtbreite der Unterweser hat ein gutes ökologisches Potenzial). Der Wasserkörper Übergangsgewässer Unterems wird daher mit dem ‚mäßigen‘ Potenzial bewertet.

Parameter ‚Vegetationszonierung Brack- und Salz- marschen‘

In fast allen Wasserkörpern ist der ökologische Zustand/Potenzial des Parameters ‚Vegetationszonierung‘ als gut zu bezeichnen. Ausnahmen bilden die Wasserkörper Weser T1 (Außenweser) und Weser N4. Hier wirkt sich der hohe Grünlandanteil wertmindernd aus. Im Wasserkörper T1 Weser führt zusätzlich noch der geringe Anteil der Unteren Salzwiese zum Punktabzug. Im Bereich der Inseln des Wasserkörpers Elbe N4 wirken sich der geringe Anteil der Unteren Salzwiese sowie der hohe Anteil der Pionierzone wertmindernd aus.

3.1.6 Wie wird die zukünftige Entwicklung der Qualitätskomponente eingeschätzt?

Große Vorlandverluste sind unter den derzeitigen Bedingungen für die Küstengewässer und Außenbereiche der Übergangsgewässer nicht zu erwarten. Es wird eher noch zu einem weiteren Anwachs von Salzwiesen auf den Inseln kommen. Im Bereich des östlichen Ufers des Übergangsgewässers Weser (Außenweser) kommt es strömungsbedingt zu Kantenabbrüchen, die aber seit einiger Zeit überwiegend durch massiven Kantenverbau bzw. begrüpte Lahnungsfelder eingedämmt werden. Die Anlage naturnaher Lahnungsfelder statt massivem Kantenverbau könnte den Flächenverlust teilweise ausgleichen. Im Falle eines deutlich beschleunigten Meeresspiegelanstiegs würden allerdings die Vorländer unter Druck geraten, und es wäre wiederum mit Flächenverlusten zu rechnen.

Während im Bereich der äußeren Übergangs- und der Küstengewässer eine mögliche Ausdehnung von Vorlandflächen durch Landgewinnungsmaßnahmen in Richtung See theoretisch möglich wäre, ist dies im Bereich der Flussläufe der Übergangsgewässer kaum mehr möglich. So könnte Vorlandfläche nur

durch Einengung der Gewässer oder durch die Rückverlegung von Deichen gewonnen werden. Eine Rückverlegung von Deichen ist derzeit und in absehbarer Zukunft keine Option. Die Vergrößerung der Vorlandfläche durch Landgewinnungsmaßnahmen würde jedoch zu Lasten der Gewässerfläche und hier vor allem zu Lasten der bereits zu geringen Flachwasserbereiche gehen.

Dem mäßigen Zustand der Küstenvorlandflächen von Ems N2, Weser N4 und Weser T1 (Außenweser) könnte die durch die Renaturierung von Vorlandflächen zur Gewinnung von Salzwiesenflächen entgegengewirkt werden.

Das Salzwiesenareal, das zurzeit im Wasserkörper Ems T1 (Ems-Ästuar) als unbefriedigend eingestuft wird, könnte durch die Anlage von naturnahen Lahnungsfeldern vergrößert werden.

Zur Förderung der ausgewogenen Zonierung der Salzwiese, könnte der als ‚Überalterung‘ der Salzwiese bezeichnete Prozess der Zunahme der Queckenvegetation in der oberen Salzwiese, durch Vernäsungsmaßnahmen - Anlage von Prielen oder Verfüllen von Gräben/Gruppen - reduziert werden.



Abb. 3.1.3: Bewuchsgrenze im Tidebereich der Unterweser (Foto: Arens, 2008)

3.1.7 Literatur

- Arens, S. (2006). Bewertungssystem nach WRRL für die Angiospermen der Übergangs- und Küstengewässer der FGE Weser und für das Küstengewässer der FGE Elbe. - Bericht des NLWKN - Betriebsstelle Brake-Oldenburg-Wilhelmshaven. 94 S. u. 19 Anlagen.
- Arens, S. (2009). Erfassung und Bewertung der Röhrichte, Brack- und Salzmarschen (Makrophyten/Angiospermen) im Rahmen eines Praxistests zur Umsetzung der EG-WRRL in den Übergangsgewässern von Weser und Ems. Bericht des NLWKN - Betriebsstelle Brake-Oldenburg-Wilhelmshaven. 69 S. u. 46 S. Anlagen.
- BIOS (2005a). Digitale Aufbereitung von Unterlagen zur Ausdehnung von Röhrichten an der Unter- und Außenweser seit ca. 1950, Teil 1: Untersuchungen am Rechten Nebenarm der Weser. – Im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamtes Bremerhaven. 28 S., 9 Karten, 11 Tabellen u. digitale Daten. (unveröffentl.).
- BIOS (2005b). Digitale Aufbereitung von Unterlagen zur Ausdehnung von Röhrichten an der Unter- und Außenweser seit ca. 1950. Teil 2: Untersuchungen am Ostufer von Sandstedt bis Bremerhaven, Endbericht September 2005. Im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamtes Bremerhaven. 28 S., 8 Karten u. digitale Daten. (unveröffentl.).
- BIOS (2005c). Digitale Aufbereitung von Unterlagen zur Ausdehnung von Röhrichten an der Unter- und Außenweser seit ca. 1950. Teil 4: Untersuchungen am Westufer der Unterweser von der Schweiburg bis Nordenham, Endbericht Oktober 2005. Im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamtes Bremerhaven. 31 S., 9 Karten u. digitale Daten. (unveröffentl.).
- CIS-Arbeitsgruppe 2.2 (2002). Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern (HMWB, AWB). 129 S.
<http://www.wasserblick.net/>.
- Claus, B., P. Neumann, M. Schirmer (1994). Rahmenkonzept zur Renaturierung der Unterweser und ihrer Marsch; Teil 1. Veröffentlichungen der gemeinsamen Landesplanung Bremen/ Niedersachsen, Nr. 1-94: 369 S.
- Homeier, H. (1972): Beiheft zur Historischen Karte Nr. 4; Forsch.-Stelle für Insel- u. Küstenschutz, Norderney. 25 S., 1 Karte u. 8 Anlagen.
- Homeier, H. (1979): Beiheft zur Historischen Karte Nr. 2; Forsch.-Stelle für Insel- u. Küstenschutz, Norderney. 22 S., 1 Karte u. 7 Anlagen.
- Homeier, H. (1982): Beiheft zur Historischen Karte Nr. 3; Forsch.-Stelle für Insel- u. Küstenschutz, Norderney. 28 S., 1 Karte u. 7 Anlagen.
- MLUR (2009). Erläuterungen zum schleswig-holsteinischen Anteil am Bewirtschaftungsplan nach Art. 13 der Richtlinie 2000/60/EG der Flussgebietseinheit Elbe. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein, 261 S.
http://www.wasser.sh/de/fachinformation/daten/Elbe/Bewirtschaftungsplan/01_Druckfassung_Erlauterungen%20BP%20Elbe%20SH2009_12_17.pdf
- Schöll, F. & A. Haybach (2001). Bewertung von großen Fließgewässern mittels Potamon-Typie-Index. Verfahrensbeschreibung und Anwendungsbeispiele. BfG Koblenz, Mitt. 23, 28 S.
- Schöll, F., Haybach, A., König, B. (2005). Das erweiterte Potamontypieverfahren zur ökologischen Bewertung von Bundeswasserstraßen (Fließgewässertypen 10 und 20: kies- und sandgeprägte Ströme, Qualitätskomponente Makrozoobenthos) nach Maßgabe der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Koblenz. Hydrologie & Wasserbewirtschaftung 49(5): 234-247.
- Stiller, G. (2005a): Bewertungsverfahren für die Qualitätskomponenten Makrophyten und Angiospermen in der Tideelbe gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. Endbericht. Im Auftrag der ARGE ELBE, Wassergütestelle Elbe, Hamburg. Feb. 2005. 47 S.
- Stiller, G. (2005b): Erprobung des Bewertungsverfahrens für die Qualitätskomponenten Makrophyten und Angiospermen in der Tideelbe im Rahmen des vorläufigen Monitorings gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie. Endbericht Im Auftrag der ARGE ELBE, Wassergütestelle Elbe, Hamburg. Dez. 2005. 35 S. u. Anhang.
- Stiller, G. (2007). Vorgezogene überblicksweise Überwachung der Qualitätskomponenten Makrophyten und Angiospermen in der Tideelbe gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie. Endbericht. Im Auftrag der ARGE ELBE, Wassergütestelle Elbe, Hamburg. 33 S. u. Anhang.
- Stiller, G. (2008). Überblicksweise Überwachung der Qualitätskomponenten Makrophyten und Angiospermen in der Tideelbe gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie. Endbericht. Im Auftrag der ARGE ELBE, Wassergütestelle Elbe, Hamburg. 31 S. u. Anhang.

3.2 Seegras

Als Seegräser werden mehrere Gattungen von Blütenpflanzen bezeichnet, die in flachen Küstengewässern – ständig oder periodisch mit Wasser bedeckt – wachsen. Von weltweit über 50 Arten, die im weitesten Sinne zu den Seegräsern gezählt werden, kommen an der niedersächsischen Küste zwei Arten der Gattung *Zostera* vor (Abb. 3.2.1). Das kleinere und sehr schmalblättrige Zwergseegras (*Zostera noltii*) ist die häufigere Form. Diese meist mehrjährige Pflanze bildet auf geschützten Flächen im oberen Gezeitenbereich des Wattenmeers mehr oder weniger dichte Wiesen aus. Das Zwergseegras wird häufig begleitet vom Echten Seegras (*Zostera marina*), das zurzeit nur mit einer schmalblättrigen Wuchsform als einjährige Varietät im Gebiet vertreten ist. Bis Ende der 1920er Jahre war im unteren Gezeitenbereich und im flachen Sublitoral die mehrjährige, breitblättrige, „robuste“ Form des Echten Seegrases verbreitet. Diese Bestände sind jedoch bei einem epidemischen Seegrassterben in den frühen 1930er Jahren erloschen und konnten sich bislang nicht wieder regenerieren. Verursacht wurde das Seegrassterben vermutlich durch den eingeschleppten Schleimpilz *Labyrinthula zosterae* (Hartog & Poldermann 1975).

Aus ökologischer Sicht sind Seegraswiesen u.a. von Bedeutung, da sie als Lebensraum für Arten des Makrozoobenthos (z. B. Meerassel *Idothea chelipes*) und als Laichsubstrat für Fischarten (z.B. Hering *Clupea harengus* und Hornhecht *Belone belone*) fungieren. Auch bieten sie Nahrung für Ringelgänse (*Branta bernicla*) und Enten (z.B. Pfeifente *Anas penelope*). Darüber hinaus wirkt sich die Besiedlung von Wattflächen durch Seegras sedimentstabilisierend aus (Reise et al. 1994).

3.2.1 Welche Stressoren wirken vermutlich auf die Qualitätskomponente?

Seegräser sind typische Beispiele für mehrjährige, stenöke Arten in den Küsten- und Übergangsgewässern und gelten im Gebiet als störungsempfindliche Indikatoren für die allgemeine Umweltqualität (Reise et al. 2005). Die Regeneration von einmal vernichteten *Zostera*-Beständen wird als besonders problematisch eingestuft.

Zostera spp. gedeihen gut auf lagestabilen Sedimenten. An Standorten mit eingelagerten Klei- oder Torfschichten können die Rhizome und Wurzeln besonders gut Halt finden und dem Angriff von Meeresströmungen und Sturmfluten widerstehen. Hingegen gehören mechanische Störungen, wie Erosion oder Sedimentation, Abtrag der Sedimentoberfläche – z.B. durch Baumkurrenfischerei oder Baggermaßnahmen – zu den bedeutenden Stressoren (Van der Graaf et al. 2009).

Seegras ist an niedrige Nährstoffkonzentrationen angepasst und wird durch die Eutrophierung der Gewässer auf verschiedene Weise geschädigt (Ralph et al. 2006). Bekannt ist die durch Überversorgung mit Stickstoff verursachte Verminderung der Widerstandsfähigkeit der Pflanzen. Außerdem wird Seegras durch Aufwuchs (Epiphyten) oder Überdeckung mit Grünalgen beeinträchtigt (Abb. 3.2.2), deren Entwicklung ebenfalls u.a. von der Nährstoffversorgung abhängig ist (S. Kap. 3.3).

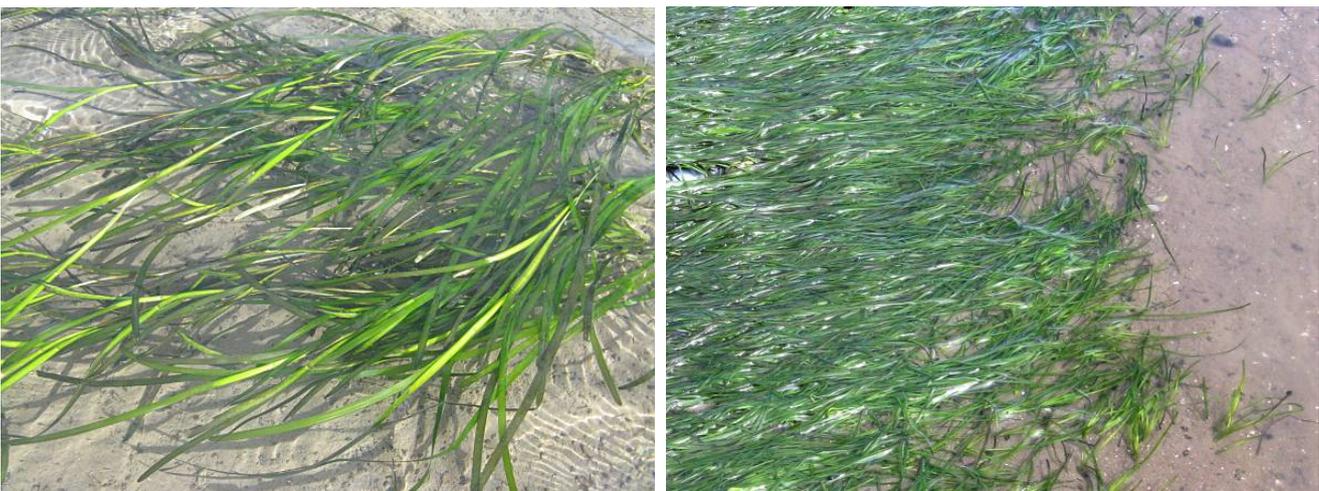


Abb. 3.2.1: Echtes Seegras (*Zostera marina*; links) und Zwergseegras (*Zostera noltii*; rechts) (Fotos: M. Herlyn)

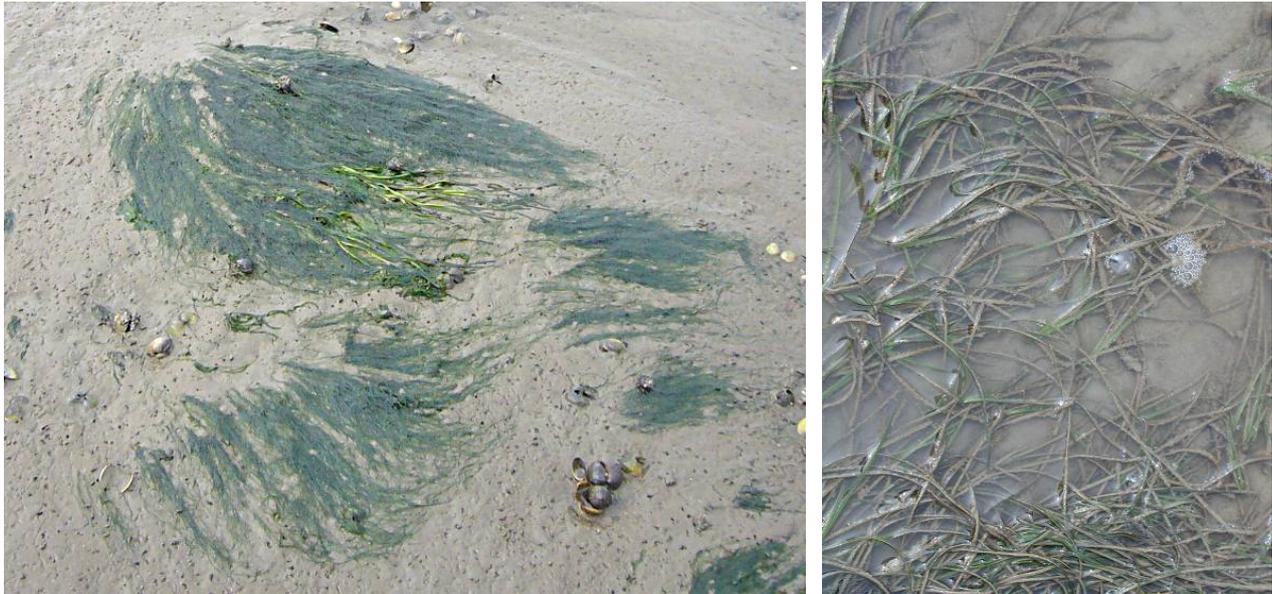


Abb. 3.2.2: links: *Zostera marina* überdeckt durch *Ulva* sp. – Knechtsand 2008 (Foto: J. Steuerer); rechts: *Zostera noltii* mit Epiphyten Bewuchs (Foto: A. Ritzmann)

Aufgrund dieser gekoppelten Eutrophierungseffekte kann ein unmittelbarer und eindeutiger Zusammenhang zwischen der Seegrasentwicklung und den Nährstoffeinträgen über die Flüsse nicht in jedem Fall hergestellt werden. Die Zunahme der Seegrasbestände im schleswig-holsteinischen Wattenmeer seit Mitte der 1990er Jahre wird dennoch in erster Linie als Erholungseffekt nach Rückgang der Nährstoffeinträge von Elbe und Weser gedeutet (Van Beusekom 2008).

Sowohl mechanische Störungen als insbesondere auch die Folgen der Eutrophierung gehen häufig mit einer Verschlechterung des Lichtklimas einher und verringern damit die Tiefenverbreitung von *Z. marina*. Beispiele hierfür sind erhöhte Trübung durch Baggern und Verklappen von Sedimenten oder Baumkurrenfischerei sowie dichte Phytoplanktonblüten und Bewuchs durch Epiphyten als Folge der Überdüngung (siehe Abb. 3.2.2). Als weitere potentiell bestandsreduzierende Einflussgrößen kommen Schadstoffbelastung, Verlust landnaher Habitate durch Baumaßnahmen des Küstenschutzes, Anstieg des Meeresspiegels bei festgelegter Küstenlinie sowie die globale Erwärmung in Betracht.

3.2.2 Bewertungsmethode

Seegras bildet eine Teilkomponente der WRRL-Qualitätskomponente „Makrophyten“, zu der außerdem die Teilkomponenten „Makroalgen“ (Kap. 3.3) und „Brack- und Salzmarschen“ (Kap. 3.1) gehören. Die Qualität der eulitoralen Seegrasbestände geht mit den Parametern „Flächenausdehnung“, „Bewuchsdichte“ und „Artenzusammensetzung“ in die Bewertung ein (Tab. 3.2.1 u. 3.2.2). Dass das früher heimische, sublitorale Seegras heute im gesamten Gebiet fehlt bzw. nicht quantifiziert werden kann, wird im Bewertungssystem nicht berücksichtigt.

In den offenen Küstengewässertypen N1 und N3 in Niedersachsen lassen die natürlichen Standortbedingungen keine geeigneten Habitate für eulitorales Seegras entstehen. Deshalb wird die Teilkomponente Seegras nur in den Küstengewässertypen N2, N4 (Wattenmeergebiet) und in den Übergangsgewässern (T1) bewertet.

Die Referenzwerte und Klassengrenzen für die drei Qualitätsparameter von Seegras sind auf unterschiedliche Weise ermittelt worden.

Tab. 3.2.1: Matrix zur Bewertung der aktuellen Seegrasfläche in Prozent zur Referenzfläche.

	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
Flächenanteil Seegras in Prozent von der Referenzfläche	100 – 90 %	< 90 – 70 %	< 70 – 50 %	< 50 – 30 %	< 30 %

Tab. 3.2.2: Matrix zur kombinierten Bewertung von Bewuchsdichte und Artenzusammensetzung eulitoral Seegrasbestände in Küsten- und Übergangsgewässern der Typen N2, N4 und T1 - angepasst nach Stand der Interkalibrierung Phase I

Bewuchsdichte (Prozent von der Referenz)	Z. noltii und Mischbestände	60 – 54 %	53 – 42 %	41 – 30 %	29 – 18 %	< 18 %
	Z. marina (Eulitoral)	30 - 27 %	26 – 21 %	20 – 15 %	15 – 9 %	< 9 %
Arten	keine Art fehlt	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
	1 Art vorhanden, 1 Art fehlt	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht	schlecht
	keine Art mehr vorhanden, Bedeckung 0%					schlecht

Flächenausdehnung - Seegras: Als Referenz für die Flächenausdehnung der Seegrasbestände im Gezeitenbereich wird spezifisch für jeden Wasserkörper (WK) die größte bisher dokumentierte Ausdehnung (km²) eingesetzt. Für die meisten WK sind das die Zustände aus den 1950er bis 1970er Jahren (Kastler & Michaelis 1997, Kolbe 2006). Die aktuell ermittelten Seegrasflächen (km²) werden dann jeweils in Beziehung zur historischen Referenz gesetzt und ihr relativer Erhaltungszustand bewertet (Tab. 3.2.1).

Die Klassengrenzen für die Klassifizierung der Flächenausdehnung wurden im Rahmen der Interkalibrierungsprozesse von den Bewertungssystemen aus Großbritannien und Irland übernommen (Foden 2005, Kolbe 2007, KOM 2008). Grundlage hierfür ist die Interpretation von Forschungsergebnissen unter Anwendung der normativen Bestimmungen der EG-WRRL.

Bewuchsdichte und Artenzusammensetzung – Seegras: Die Bewertung der Bewuchsdichte und des Artenvorkommens geht auf einen Vorschlag niederländischer Fachkollegen zurück (De Jong 06.10.2004) und wurde im Interkalibrierungsprozess zu einem multimetrischen System weiterentwickelt (KOM 2008). Die ‚Bewuchsdichte‘ wird aus den Parametern ‚Bedeckung‘ und ‚Besatz‘ geschätzt jeweils im Umkreis von 15 m Radius an jedem Aufnahme-punkt vor Ort. Die ‚Bedeckung‘ beschreibt dabei den prozentualen Anteil der besiedelten Seegrasbulten an der Gesamtfläche einer Seegraswiese, der ‚Besatz‘ den Anteil der von Seegrasblättern bedeckten Fläche innerhalb der besiedelten Bulten. Durch Verrechnung beider Variablen lässt sich die Bewuchsdichte ermitteln und beschreibt damit den prozentualen Anteil der

Wattoberfläche, der in einer trocken liegenden Seegraswiese von Seegras bedeckt ist (Adolph 2010).

Der Parameter ‚Arten‘ berücksichtigt die Seegrasarten *Z. noltii* und *Z. marina*. Durch die Kombination der Parameter ‚Arten‘ und ‚Bewuchsdichte‘ wird die Bewertung des Arteninventars erleichtert und in einen Zusammenhang gestellt. Als Referenz wird für die niedersächsischen Übergangs- und Küstengewässer eine mittlere Bewuchsdichte von ≥60% für *Z. noltii*- und Mischbestände und von ≥30% für reine *Z. marina*-Bestände verwendet (Adolph 2010, siehe Tab. 3.2.2).

3.2.3 Interkalibrierung

Für den Parameter „Fläche“ sind die Klassengrenzen „sehr gut“/„gut“ und „gut“/„mäßig“ zwischen den Mitgliedstaaten Niederlande (NL), Großbritannien (UK), Irland (I) und Deutschland interkalibriert (KOM 2008). Das multimetrische System „Bewuchsdichte und Arten“, das zwischen NL, UK und I interkalibriert ist, wurde von Deutschland nach der ersten Interkalibrierungsphase getestet und ebenfalls in das Bewertungssystem übernommen (Adolph 2010).

3.2.4 Monitoring – Art und Frequenz der Probennahme

Alle sechs Jahre wird im Rahmen des TMAP (Trilateral Monitoring and Assessment Program) eine Erfassung des Gesamtbestandes der Seegrasbestände durchgeführt, die sich aufgrund der eingangs geschilderten Bestandssituation zurzeit auf das Eulitoral

beschränkt. Dabei werden Lage und Ausdehnung der Seegrasvorkommen sowie Angaben zu ihrer Artenzusammensetzung und Bewuchsdichte auf Grundlage von Geländeuntersuchungen mit begleitender Luftbilddauswertung erfasst. Ergänzend werden sechs ausgewählte Seegraswiesen einmal jährlich zur Erfassung der genannten populationsbiologischen Variablen untersucht, um Entwicklungen des Gesamtbestandes und deren mögliche Ursachen besser interpretieren zu können (Detaillierte Ausführungen zum Monitoring siehe ARGE BLMP 2010).

3.2.5 Ergebnisse der Bewertung – Bewirtschaftungsplan 2009

Die anhand der Teilkomponente Seegras vorgenommene Bewertung der einzelnen Wasserkörper ist Abb. 3.2.3 zu entnehmen. Insgesamt betrachtet reichen die dargestellten Bewertungsergebnisse vom schlechten bis zum sehr guten ökologischen Zustand, wobei sich die Hälfte der bewerteten Wasserkörper im schlechten Zustand befindet. Vom Übergangsgewässer der Ems (Ems T1) und dem sich anschließenden ostfriesischen Wattenmeer in Richtung Osten (Ems N4, Ems N2, Weser N2) zu den Wattgebieten der Außenweser (Weser N4) hin ist ein Gradient vom schlechten über den guten zum sehr guten Zustand zu erkennen. Die Zustände des Übergangsgewässers

der Weser (Weser T1) und des östlich anschließenden Wasserkörpers der Elbe (Elbe N4) werden wiederum als mäßig und schlecht eingestuft.

Hervorzuheben ist die während der letzten Jahre erfolgte Entwicklung der Seegrasbestände im Bereich der Wasserkörper der Emsmündung (Ems T1), des Jadebusens (Weser N2) und in der Außenweser (Weser N4):

Während die ausgedehnte Wiese des Großen Seegrases (*Z. marina*) auf dem Hund/Paapsand in der Emsmündung bis auf geringe Reste erloschen ist, wurden im Watt der Außenweser erstmals nach mehreren Jahrzehnten erneut Wiesen dieser Art nachgewiesen. Diese unterschiedlich gerichteten Entwicklungen schlagen sich jeweils in den Ergebnissen der Bewertung nieder: Ems T1: schlecht; Weser N4: sehr gut.

Der Jadebusen (Weser N2) zeichnet sich durch z. T. ausgedehnte Wiesen von *Z. noltii* aus (Abb. 3.2.4), im Jahr 2008 waren dort insgesamt ca. 75 % des *Z. noltii*-Bestandes (Wiesen > 5% Gesamtbedeckung) der niedersächsischen Küstengewässer vorhanden. Dementsprechend ist der ökologische Zustand dieses Wasserkörpers anhand der Teilkomponente Seegraswiesen als gut zu bewerten.

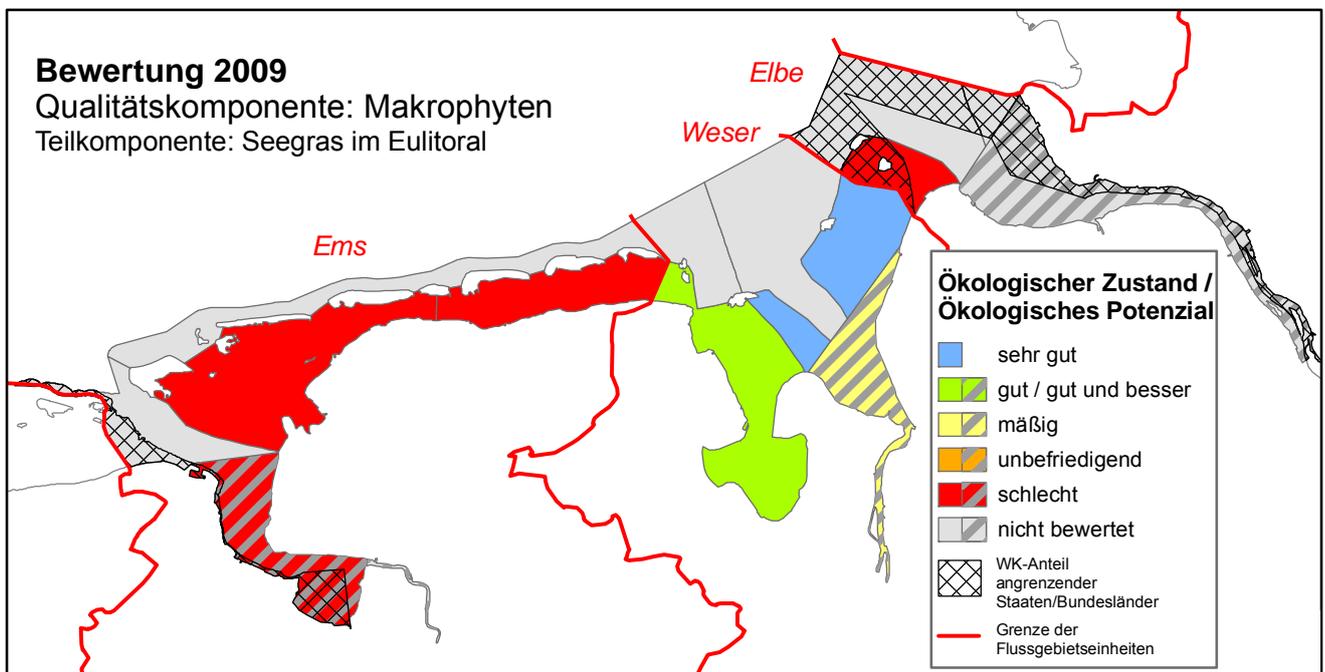


Abb. 3.2.3: Bewertung der eulitoralen Seegrasbestände nach Datenlage 2008 (Stand: Bewirtschaftungsplan 2009)

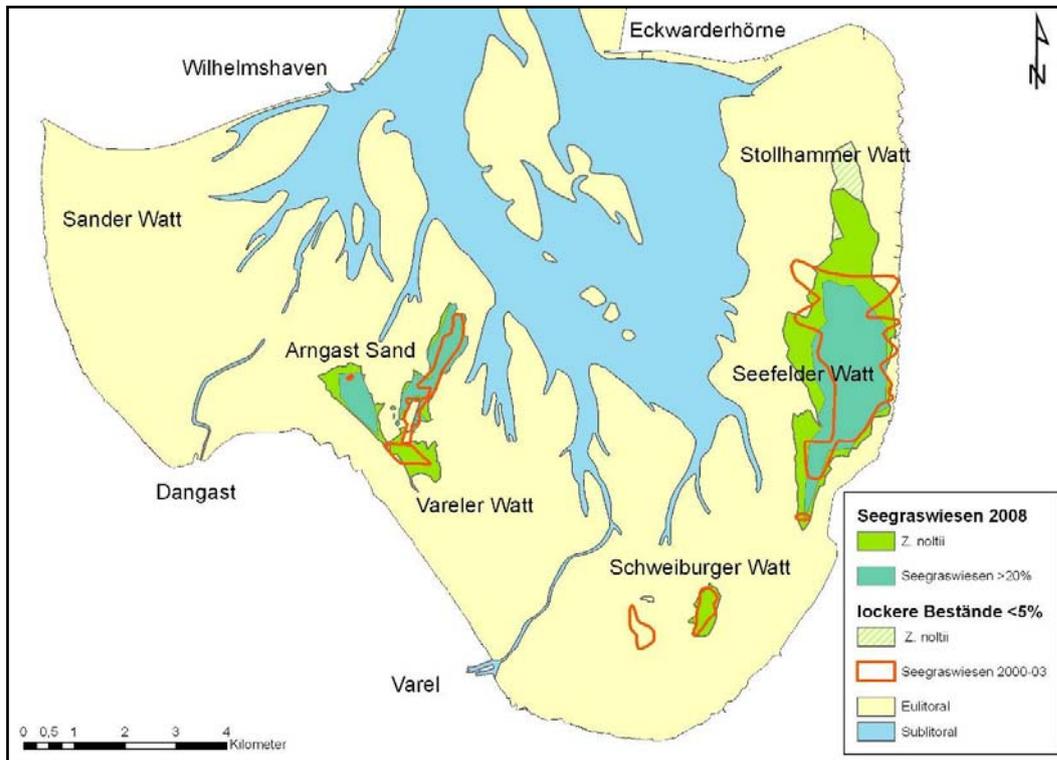


Abb. 3.2.4: Seegräsbestände im Jadebusen - Vergleich 2008 mit 2000/2003 (Adolph 2010)

3.2.6 Welche Bedingungen haben zum Bewertungsergebnis beigetragen?

Zu dem Bewertungsergebnis haben die eingangs genannten potentiell bestandsreduzierenden Faktoren (Kap. 3.2.1) sowie möglicherweise weitere bisher nicht bekannte Einflussgrößen beigetragen. Besondere Bedeutung wird u.a. den Folgen des weiterhin erhöhten Nährstoffeintrages, erhöhter Trübung (u.a. durch Baggern und Verklappen von Sedimenten) sowie den Folgen der globalen Erwärmung beigemessen (Van der Graaf et al. 2009).

Nach van Beusekom (2006) wird die Nährstoffsituation im westlichen Wattenmeer zwischen Borkum und Wangerooge in erster Linie durch die Einträge aus den Flusssystemen von Rhein/Maas (incl. IJsselmeer) und - in geringem Maße – durch die Ems beeinflusst. Dieses Gebiet erhält dadurch eine deutlich höhere Nährstofffracht als die weiter östlich gelegenen Gebiete und die Watten Schleswig-Holsteins, die im Wesentlichen dem Einfluss von Weser und Elbe unterliegen. Es liegt nahe, die schlechte Situation des Seegrases im westlichen Wattenmeer und unmittelbar an den Flussmündungen mit den erhöhten Nährstofffrachten in Verbindung zu bringen, d.h. auf die Eutrophierung zurückzuführen. Insbesondere auf dem Hund/Paapsand in der Emsmündung, auf dem sich eine größere Miesmuschelbank befindet, kann darüber hinaus auch ein direkter Einfluss der Fischerei in Betracht gezogen werden. Die eindeutige Zuordnung der Einflussgrößen zu den beobachteten

Bestandsentwicklungen wird durch die Variabilität und die natürliche Dynamik des Ökosystems Wattenmeer erschwert.

3.2.7 Wie wird die zukünftige Entwicklung der Qualitätskomponente eingeschätzt?

Um eine Regeneration der Seegräsbestände im Eulitoral zu ermöglichen, ist die weitere Verringerung des Eintrags von Nährstoffen erforderlich. Hier ist insbesondere die Reduzierung der Flusseinträge von Stickstoff, Phosphat und Silikat zu nennen, was zur Verringerung des Bewuchses von Seegräsern durch Epiphyten sowie der Trübung durch eutrophierungsbedingte Phytoplanktonblüten führen könnte. Für das westliche Wattenmeer ist hier besonders die Entwicklung in den Einzugsgebieten von Rhein/Maas und Ems von Bedeutung. Durch ein angepasstes Sedimentmanagement in den Flussmündungsgebieten könnte angestrebt werden, den Anteil der durch Baggern und Verklappen bedingten Trübung zu verringern und dadurch das Lichtklima positiv zu beeinflussen. Das bezieht sich insbesondere auf die Vegetationsperiode der Seegräser von April bis Oktober.

Prognosen zur weiteren Entwicklung der Seegräsbestände sind u.a. aufgrund der Vielzahl der potentiell bestandsbeeinflussenden Faktoren in dem durch seine hohe Dynamik geprägten Ökosystem Wattenmeer nur begrenzt möglich. Es ist aber festzuhalten, dass sich 2008 die Fläche des Gesamtbestandes der

Seegraswiesen der niedersächsischen Watten im Vergleich zu den Kartierungen 2000-03 nahezu verdoppelt hat. Auch die in Wasserkörpern im Raum Jadebusen, Hoher Weg und Außenweser erfolgte Entwicklung der Seegrasbestände und die daraus resultierenden positiven Bewertungen deuten auf ihre Regenerationsfähigkeit in den niedersächsischen Küstengewässern hin.

Vor dem Hintergrund der experimentell nachgewiesenen Empfindlichkeit von *Zostera marina* gegenüber sommerlichen Hitzeperioden (Bergmann et al. 2010) bleibt jedoch auch abzuwarten, wie sich die globale Erwärmung auf die Entwicklung der Seegrasbestände in niedersächsischen Küstengewässern während des laufenden Bewirtschaftungszeitraumes (2009 bis 2015) auswirkt.

Dass mit dem sublitoralen Seegras eine bedeutende Komponente der Makrophyten derzeit im gesamten Gebiet fehlt, sollte trotz der „sehr guten“ oder „guten“ Bewertung einzelner Wasserkörper in Bezug auf eulitorale Seegrasvorkommen nicht ignoriert werden. In diesem Zusammenhang soll ein aktuelles Forschungsprojekt, das im Auftrag des LLUR in Schleswig-Holstein durchgeführt wird, klären helfen, ob Chancen bestehen, dass durch geeignete Maßnahmen eine Wiederansiedlung von sublitoralem *Zostera marina* begünstigt oder initiiert werden kann.

3.2.8 Literatur

- Adolph, W. (2010). Praxistest Monitoring Küste 2008 Seegraskartierung. Gesamtbestandserfassung der eulitoralen Seegrasbestände im Niedersächsischen Wattenmeer und Bewertung nach Wasser-rahmenrichtlinie. Bericht im Auftrag des NLWKN Brake-Oldenburg. NLWKN Küstengewässer und Ästuar 2/2010, 52 S.
- ARGE BLMP (2010). Monitoringhandbuch. Herausgegeben von Arbeitsgemeinschaft Bund/Länder-Messprogramm (ARGE BLMP) für Nord- und Ostsee. Online verfügbar unter <http://www.blmp-online.de/Seiten/Monitoringhandbuch.htm>
- Bergmann, N., Winters, G., Rauch, G., Eizaguirre, C., Gu, J., Nelle, P., Fricke, B., Reusch, T. H. B. (2010). Population-specificity of heat stress gene induction in northern and southern eelgrass *Zostera marina* populations under simulated global warming. In: Molecular Ecology 19, 2870–2883.
- De Jong, D. J. (2004). Water Framework Directive: determination of the Reference condition and Potential-REF/Potential-GES and formulation of indices for plants in the coastal waters, in The Netherlands. Working document RIKZ/OS/2004.832.x; final draft), unveröffentlicht.
- Foden, J. (2005). Angiosperms (seagrass) tools & metrics for MPTT report, 23 S. unveröffentl.
- Hartog, C. den & P. J. G. Poldermann (1975). Changes in the seagrass populations of the Dutch Wadden Sea. Aquat. Bot., Jg. 1: 141–147.
- Kastler, T. & H. Michaelis (1997). Der Rückgang der Seegrasbestände im niedersächsischen Wattenmeer. Ber. Forschungsstelle Küste, Jg. 41: 119–139.
- Kolbe, K. (2006). Bewertungssystem nach WRRL für Makroalgen und Seegräser der Küsten- und Übergangsgewässer der FGE Weser und Küstengewässer der FGE Elbe. Oldenburg, NLWKN, 99 S.
- Kolbe, K. (2007). Assessment of German Coastal Waters (NEA1/26, NEA3/4) and Transitional Waters (NEA11) by Macroalgae and Angiosperms. Inter-calibration Report (NEA GIG).
- KOM (2008). Entscheidung der Kommission vom 30. Oktober 2008 - zur Festlegung der Werte für die Einstufungen des Überwachungssystems des jeweiligen Mitgliedstaats als Ergebnis der Interkalibrierung gemäß der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates. Amtsblatt der Europäischen Union, Nr. L 332/20.
- Ralph, P. J., Tomasko, D., Moore, K., Seddon, S., Macinnis-Ng, C. M. O. (2006). Human Impacts on Seagrasses: Eutrophication, Sedimentation, and Contamination. In: Larkum, Anthony W. D., Orth, Robert J., Duarte, Carlos M. (Hrsg.). Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation: Springer, 567–593.
- Reise, K., Kolbe, K. & V.N. De Jonge (1994). Makroalgen und Seegrasbestände im Wattenmeer. In: Lozán, J. L., Rachor, E., Reise, Karsten; v. Westernhagen, H., Lenz, W. (Hrsg.). Warnsignale aus dem Wattenmeer. Berlin, Blackwell Wissenschafts-Verlag, 90–100.
- Reise, K., Van Katwijk, M., De Jong, D., Schanz, A.; Jager, Z. (2005). Seagrass. In: Essink, K., Dettmann, C., Farke, H., Laursen, K., Lüerßen, G., Marencic, H., Wiersinga W. (Hrsg.). Wadden Sea Quality Status Report 2004, Wilhelmshaven (Wadden Sea Ecosystem), 203–210.
- Van Beusekom, J. E. E. (2008). Gesamtökologische Bewertung der Eutrophierungsbelastung des deutschen Wattenmeeres. Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung - Wattenmeerstation Sylt, 40 S., unveröffentl.
- Van der Graaf, S., Jonker, I., Herlyn, M., Kohlus, J., Fogh Vinther, H., Reise, de Jong, K. D. J. (2009). Seagrass. Thematic Report No. 12. In: Marencic, H., de Vlas, J. (Hrsg.). Quality Status Report 2009 (WaddenSea Ecosystem, 25), 20 S.

3.3 Makroalgen

Makroalgen, das sind makroskopische, mehrzellige Algen (Meersalat, Darmtang, Blasentang etc.), 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. Im Wattenmeer wachsen Makroalgen vor allem an biogenen oder künstlichen Hartsubstraten (*Mytilus*-Bänke, *Sabellaria*-Riffe, *Lanice*-Siedlungen bzw. Hafentmolen, Steindämme, Pfähle, Wracks, Seetonnen etc.). Daneben können Gemeinschaften höherer Pflanzen (u.a. Seegrass- und Quellerwiesen, Schilfbestände) geeignete Siedlungsbedingungen für Algen schaffen. Aber auch die Sedimente können von Makroalgen besiedelt werden. Hier wird statt der Schalen lebender Muscheln die feste Struktur von Schill, Kies oder auch einzelnen Steinen 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.

Die meisten der im niedersächsischen Wattenmeer nachgewiesenen Makroalgenarten gehören zur Gruppe der Grünalgen (*Chlorophyta*) gefolgt von den Rotalgen (*Rhodophyta*) und den Braunalgen (*Phaeophyta*). Die Grünalgen sind sämtlich einjährig, wachsen aber unter günstigen Bedingungen im Sommer rasch zu dichten Beständen heran. Unter den Rot- und Braunalgen gibt es neben einjährigen auch eine Reihe mehrjähriger Arten – am häufigsten ist hier der Blasentang (*Fucus*).

Während die sommerlichen Grünalgenbestände fast ausschließlich aus Vertretern der Gattung *Enteromorpha/Ulva* bestehen (Jaklin et al. 2006), sind die Hartsubstrate mit einer reichhaltigeren Algenflora bewachsen. In einer ersten Bestandsaufnahme in den Jahren 2007-2008 wurden im Gebiet insgesamt 57 taxonomische Einheiten identifiziert. Sie verteilen sich auf 32 Chlorophyta, 12 Rhodophyta, 11 Phaeophyta und 1 Heterocontophyta (*Vaucheria* sp.). Insgesamt 48 Spezies konnten bis zur Artebene bestimmt werden (Kolbe 2009).

3.3.1 Welche Stressoren wirken vermutlich auf die Qualitätskomponente?

Makroalgen reagieren unter anderem sensibel auf Austrocknung, Substratverlust und Einschränkung der Belichtung. Dieses sind die Gründe für ihre geringe Artenvielfalt im Wattenmeer im Vergleich mit z.B. Felsküstenhabitaten. Natürliche Hartsubstrate liegen im Wattenmeer fast nur als biogene Strukturen vor und sind daher fast ebenso wie die Sedimente starken Veränderungen unterworfen. Lediglich künstliche Hartböden bieten hier ausreichende Möglichkeiten für die Ansiedlung einer stabilen, ausdauernden Algen-Gesellschaft. Wegen der hohen Wassertrübung ist die Tiefenverbreitung der Algen im Sublitoral des Wattenmeeres heute auf die obersten Meter begrenzt. Der Bereich des Eulitorals kann nur von Arten besiedelt werden, die eine hohe Resistenz gegen Austrocknung besitzen – es sei denn, während der Niedrigwasserzeit bleiben sie in Senken von Wasser bedeckt oder sie behalten Kontakt zum feuchten Boden. 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 insbesondere die Substratbeschaffenheit und das Ausmaß der Wassertrübung von menschlichen Eingriffen abhängig. Potentielle biogene Siedlungsgebiete (Muschelbänke, *Sabellaria*-Riffe, Seegrassfelder etc.) können durch die Baumkurren-Fischerei oder auch durch Baumaßnahmen (z.B. Küstenschutz; Kabel-, Rohrverlegungen) erheblich gestört werden. Wie beim Seegrass (s. Kap. 3.2.) haben Einwirkungen, die mit einer Verschlechterung des Lichtklimas einhergehen (z.B. Erosion, Baumkurren-Fischerei, Planktonblüten evtl. infolge Überdüngung), Auswirkungen auf die Tiefenverbreitung von Makroalgen. Diese Beeinträchtigungen wirken sich vor allem negativ auf die Vielfalt von prinzipiell submersen Algenarten (hauptsächlich Rot- und Braunalgen) aus (Reise et al. 1994).

Neben dem Rückgang von bestimmten Algenarten ist aber auch die Einschleppung und rasche Ausbreitung neuer Arten im Wattenmeer zu beobachten. Sind bisher die in die Nordsee eingeschleppten Makroalgenarten an der niedersächsischen Küste meist nur im Treibsel am Strand gefunden worden (z.B. *Sargassum muticum*, *Codium fragile*), so hat sich seit ca. 2002 eine Rotalgenart, *Gracilaria vermiculophylla*, fest im Wattenmeer etabliert. Diese Art, die mittlerweile auch in der Ostsee angelangt ist und dort stellenweise sehr dichte Bestände bildet, wird wegen ihres starken Ausbreitungspotenzials zu den „invasiven nicht einheimischen Arten“ gezählt. Es wird vermutet, dass *Gracilaria* im Wattenmeer mit einheimischen *Fucus*-Arten in Konkurrenz treten wird.



Abb. 3.3.1: Grünalgenwiese im Borkumer Watt, August 2008 (Foto: J. Steuer)

Als problematisch muss schließlich die sommerliche Entwicklung einjähriger Grünalgenbestände auf den Watten angesehen werden: Schnellwachsende Arten, vor allem Vertreter der Gattungen *Ulva* (bzw. *Enteromorpha*) und *Chaetomorpha* sowie der Rotalge *Porphyra* profitieren von der Überdüngung der Gewässer mit Phosphat und Stickstoff. Seit Ende der 1980er Jahre bilden sie immer wieder ausgedehnte sommerliche Bestände im Wattenmeer aus, die lokal und zeitlich begrenzt sogar das Absterben von Bodenfauna und/oder Seegrasbeständen hervorrufen können und so zum Phänomen der „Schwarzen Flecken“ beigetragen haben: Durch die intensive Sauerstoffzehrung beim Abbau der Grünalgen entstehen auf der Wattoberfläche anaerobe Zonen, in denen das Sediment durch die Bildung von Eisensulfid schwarz gefärbt ist.

Das Ausmaß der Grünalgenentwicklung gilt als Indikator für den Eutrophierungsgrad der Gewässer. So konnte z.B. an Monitoring-Daten aus dem nordfriesischen Wattenmeer eine signifikante Korrelation mit den Stickstoffeinträgen aus Weser und Elbe gezeigt werden (van Beusekom et al.).

3.3.2 Bewertungsmethode

Die Makroalgen bilden eine Teilkomponente der WRRL-Qualitätskomponente Makrophyten, zu der außerdem die Teilkomponenten „Seegras“ und „Brack- und Salzmarschen“ gehören (s. Kap. 3.1 und 3.2). Von den Ausprägungen der Makroalgen geht bislang nur der Parameter „Flächenausdehnung sommerlicher Grünalgenbestände“ in die Bewertung der Küstengewässertypen N2 und N4 ein. Die aktuelle Klassifizierung berücksichtigt alle Grünalgenbestände auf dem Watt, die bei der Befliegung in etwa 300-400 m Höhe mit bloßem Auge erkennbar sind.

Für die Bewertung wird die Gesamtfläche der Algen in Beziehung zur Gesamtfläche des Eulitorals gesetzt: Wertbestimmend für die einzelnen Wasserkörper ist der 6-Jahres-Median der Jahresmaxima der Algenfläche - gemessen in %-Bedeckung der Wattfläche (Eulitoral) des Wasserkörpers.

Tab. 3.3.1: Matrix zur Bewertung der Flächenausdehnung sommerlicher Grünalgenbestände in den Küstengewässern der Typen N2 und N4 in Niedersachsen

Metric	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
Flächenausdehnung sommerlicher Grünalgenbestände (%-Bedeckung der Wattfläche des Wasserkörpers)	0 - 1%	1,1 - 1,5%	1,6 - 5%	5,1 -20%	> 20%

Eine Bewertung der Kriterien „Artenzahl“ und „Artenpektrum“ von Makroalgen, insbesondere der Rot- und Braunalgen konnte für die niedersächsischen Küsten- und Übergangsgewässer bisher noch nicht entwickelt werden. Zwar kann man sich methodisch an den Bewertungssystemen für Felsküsten an der Nordsee (z.B. Helgoland; Großbritannien) orientieren (Kuhlenkamp R 2008, Wells et al. 2006), jedoch müssen Referenzwerte (evtl. auch Artenliste) und Klassengrenzen angepasst werden. Die folgenden Ausführungen zu Methoden und Ergebnissen der Überwachung beziehen sich daher ausschließlich auf den Parameter „Flächenausdehnung sommerlicher Grünalgenbestände“.

3.3.3 Interkalibrierung

Referenzwert und Klassengrenzen für den Parameter „Flächenausdehnung sommerlicher Grünalgenbestände“ (Tab. 3.3.1) wurden aus den normativen Begriffsbestimmungen zur Einstufung des ökologischen Zustands aus der EG-WRRL (EG-WRRL Anhang V 1.2) und der fachlichen Interpretation historischer und heutiger Daten abgeleitet. Sie gelten für die niedersächsischen Wasserkörper der Typen N2 und N4. Dieser Ansatz konnte bisher nicht interkalibriert werden.

Die sommerliche Ausdehnung von Grünalgenbeständen wird auch in anderen EU-Mitgliedstaaten als Metric für die Teilkomponente Makroalgen herangezogen. So wurde zwischen Großbritannien und Irland ein „Multimetrisches System für opportunistische Makroalgen“ interkalibriert (KOM 2008). Es wird gebildet aus den Parametern „Ausdehnung opportunistischer Algenbestände (ha)“, „Bedeckungsgrad des (verfügbaren) Eulitorals mit Algen (%)\", „Algenbiomasse innerhalb des Algenbestandes (g/m²)“, „Mittlere Algenbiomasse im Eulitoral (g/m²)“ und „Anteil von ins Sediment eingeschlossenen Algen“ (Scanlan et al. 2007). Wegen der morphologischen und hydrodynamischen Unterschiede der jeweiligen Gebiete so-

wie wegen grundsätzlicher methodischer Unterschiede bei der Datenerhebung sind die Referenzwerte und Klassengrenzen - auch für die flächenbezogenen Parameter - nicht mit den niedersächsischen Werten vergleichbar (Kolbe 2007).

3.3.4 Monitoring – Art und Frequenz der Probennahme

Die Ausdehnung der sommerlichen Grünalgenbestände auf den Wattflächen wird jährlich bei mehreren Sichtbefliegungen während der Vegetationsperiode (Mai bis September) kartiert: Bei einer Befliegung (Abb. 3.3.2) gesichtete Algenwiesen werden nach Lage, Ausdehnung und Bedeckungsgrad (Dichte eines Bestandes) eingeschätzt und auf Karten eingezeichnet. Dabei wird der Bedeckungsgrad in fünf Kategorien eingeteilt (<5%; 5-20%; >20-50%; >50-80%; >80%). Anschließend werden die aufgenommenen Flächen in ein Geografisches-Informationssystem (GIS) übertragen (Abb. 3.3.3), mit Hilfe dessen dann die Flächenberechnungen durchgeführt werden können. Auf diese Weise wird das Jahresmaximum der Algenbedeckung ermittelt, das in die Bewertung eingeht. Hierzu wird die maximal ermittelte Ausdehnung der Algen (km²) in Beziehung zur gesamten Wattfläche des jeweiligen Wasserkörpers gesetzt.

3.3.5 Ergebnisse der Bewertung – Bewirtschaftungsplan 2009

Für den Bewirtschaftungszeitraum 2009-2015 wurden die niedersächsischen Küstengewässer im Hinblick auf die Teilkomponente Makroalgen mit „unbefriedigend“ (Watten-Bereich von Borkum bis Wangerooge) bzw. „mäßig“ (Bereich Wangerooge bis Cuxhaven) bewertet (Abb. 3.3.4; Tab. 3.3.2).



Abb. 3.3.2: Makroalgen-Monitoring Niedersachsen – Verlauf der Flugrouten

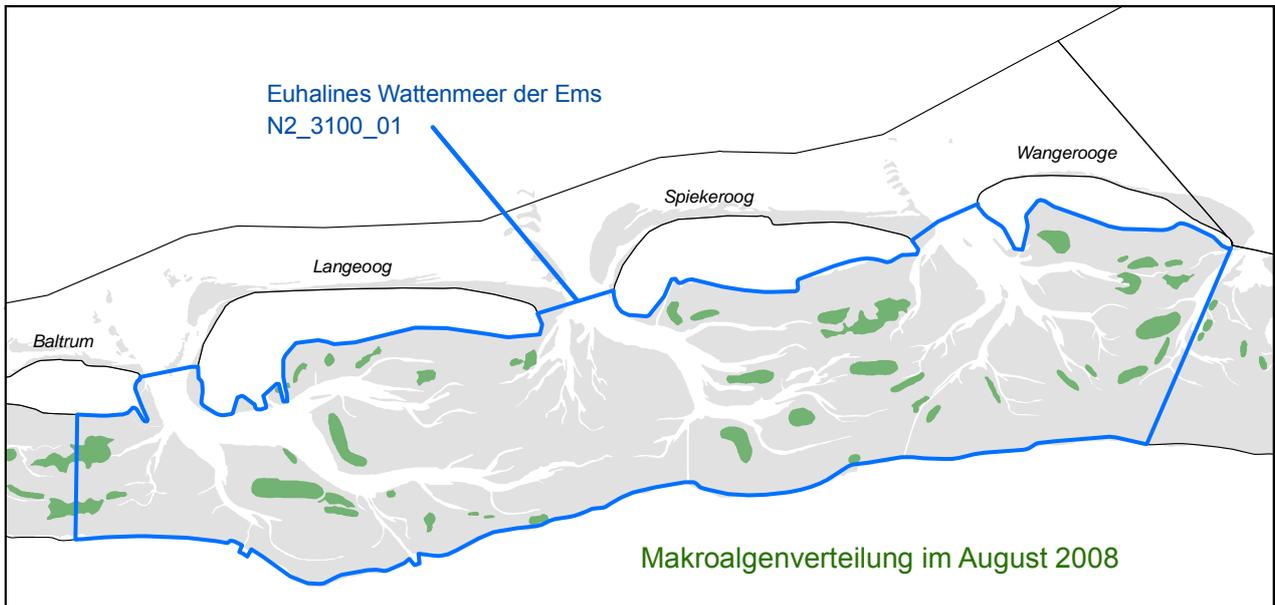


Abb. 3.3.3: Jahresmaximum der Makroalgenverteilung im Jahr 2008 im Wasserkörper N2_3100_01 Ems

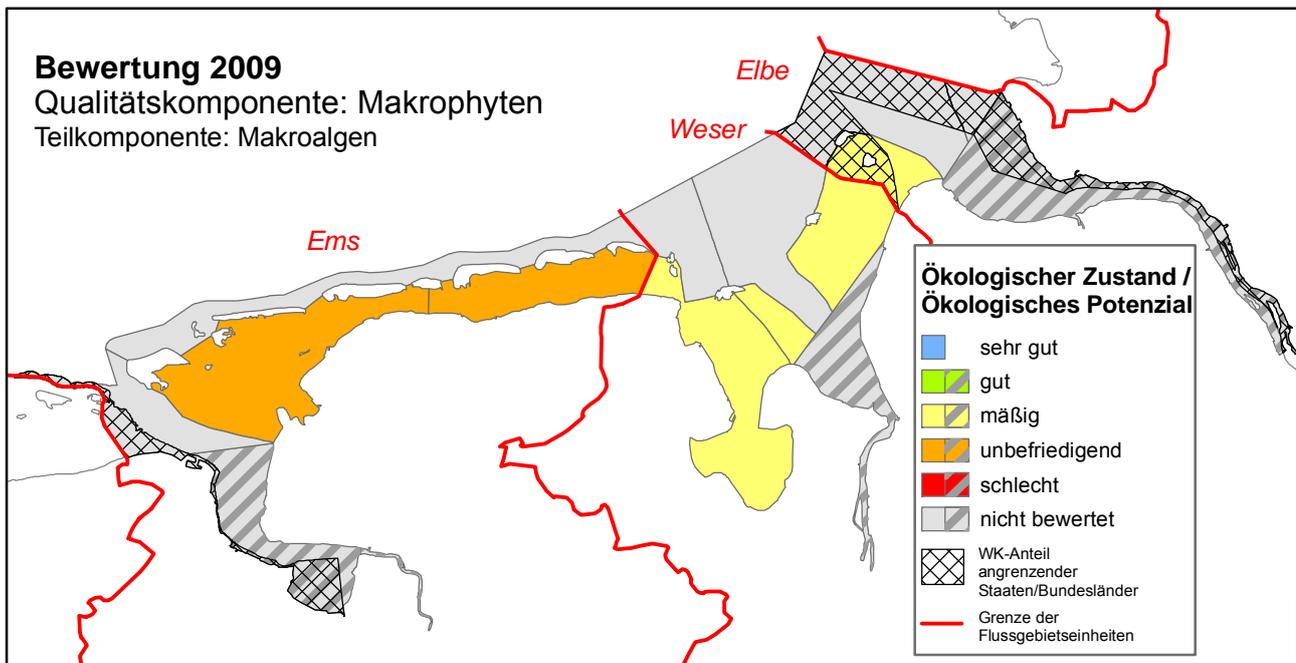


Abb. 3.3.4: Qualitätskomponente Makrophyten - Bewertung der Teilkomponente Makroalgen (Stand: Bewirtschaftungsplan 2009).

Tab. 3.3.2: Bewertung der Grünalgen in den niedersächsischen Küstengewässern: Jahresmaxima der Algenfläche (%Anteil am Eulitoral) , 6-Jahres-Median und korrespondierender EQR.

Jahr \ WK	Ems N2	Ems N4	Weser N2	Weser N4	Elbe N4
2003	10,89	6,29	5,44	13,82	4,73
2004	13,25	11,41	4,07	4,11	4,58
2005	9,99	7,05	2,60	2,12	1,92
2006	10,08	5,59	3,57	1,89	5,26
2007	13,52	6,34	4,73	3,74	1,79
2008	6,86	8,67	3,53	2,33	0,65
Median	10,48	6,70	3,82	3,04	3,25
EQR	0,33	0,38	0,47	0,51	0,51
Bewertung WRRL	unbefriedigend	unbefriedigend	mäßig	mäßig	mäßig

**3.3.6 Welche Bedingungen haben zum Bewertungsergebnis beigetragen?
Wie wird die zukünftige Entwicklung der Qualitätskomponente eingeschätzt?**

Die sommerliche Massenentwicklung von Grünalgen hat sich zu einem chronischen Phänomen entwickelt, dessen Besserung sich noch nicht abzeichnet. Zwar haben die Algenbestände gegenwärtig nicht mehr das Ausmaß, das sie zu Beginn der 1990er Jahre hatten (Abb. 3.3.5), jedoch ist auch in den nächsten Jahren nicht damit zu rechnen, dass der gute Zustand für diese Teilkomponente erreicht wird.

Trotz Rückgang der Nährstoffeinträge seit den 1980er Jahren, unter anderem durch Verminderung der Direkteinleitungen, ist die Nährstoffsituation des Wattenmeeres und der Küstengewässer weiterhin als problematisch einzustufen (van Beusekom et al. 2009). Die 2008 in den küstennahen Bereichen der Deutschen Bucht ermittelten Nitratkonzentrationen lagen noch um den Faktor 3 über dem Orientierungswert von 12 µmol/l (BMU 2008). Weitere Kontrollen und ggf. Reduzierungen der Einträge aus Landwirtschaft und Verkehr sind nötig, um auch die diffusen Einträge langfristig zu reduzieren (Zur Nährstoffproblematik siehe auch Kap. 3.2).

Das Wachstum der Makroalgen an der niedersächsischen Küste ist zurzeit nicht primär nährstofflimitiert. Die jährliche Entwicklung der Algenbestände hängt vielmehr von den kurzfristigen hydrodynamischen und klimatischen Bedingungen ab. Licht und Wärme, auch insbesondere wärmere Winter, begünstigen die Entwicklung. Seegang kann die Bestände verdriften und das Wachstum begrenzen. Wie diese Faktoren sich in Zeiten des Klimawandels entwickeln und auswirken, wird zu beobachten sein.

Dabei müssen auch Wechselwirkungen mit Bestandsentwicklungen anderer biologischer Komponenten beachtet werden, um das Makroalgenwachstum zu beurteilen. Zum Beispiel könnte ein Rückgang des Phytoplanktons – in Folge der gewünschten Verringerung der Eutrophierung – das Lichtklima in den Küstengewässern verbessern und damit zunächst den Makroalgen Vorschub leisten. Da diese auch Nährstoffdepots aus dem Sediment mobilisieren können, ist – verglichen mit dem Phytoplankton – auch bei weiterer Verringerung der Nährstoffeinträge nur mit einem verzögerten Rückgang ihrer Bestände zu rechnen.

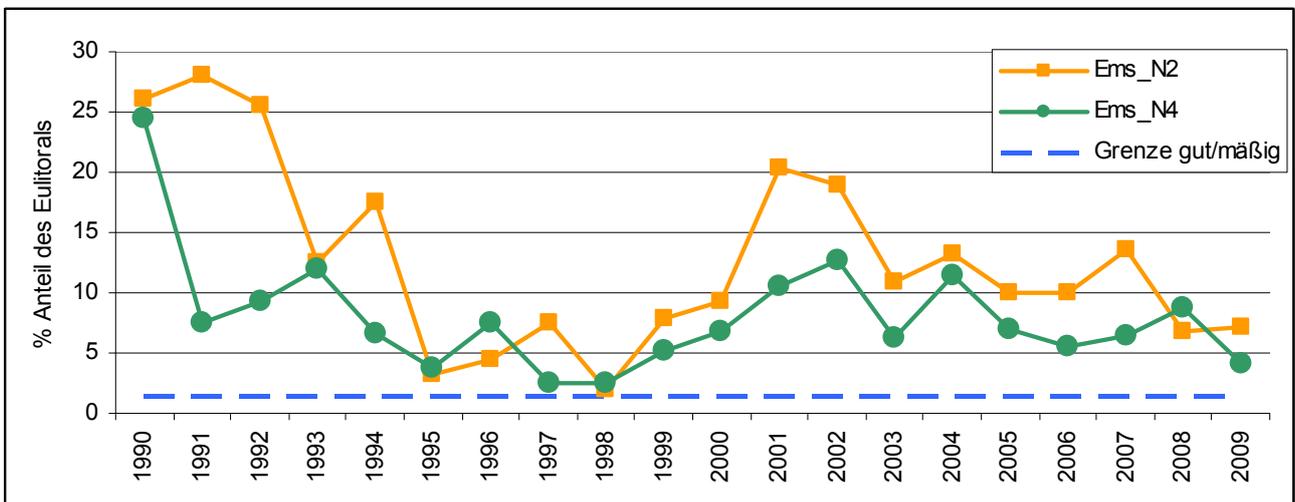


Abb. 3.3.5: Jahresmaxima der Grünalgenbedeckung der Wasserkörper Ems_N2 und Ems_N4 seit 1990 (in Prozent des Eulitorals; Wuchsdichte ab 1%)

Literatur

- BMU (2008). Nitratbericht 2008. Gemeinsamer Bericht der Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit sowie für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/nitratbericht_2008.pdf
- Jaklin, S., Petersen, B., Daehne, B., Obert, B., Hanslik, M. (2006). Vorkommen von Makroalgen (Chlorophyta) auf den niedersächsischen Watten (19990-2004). Untersuchungsbericht NLWKN 2006. 31 S.
- Kolbe, K. (2007). Assessment of German Coastal Waters (NEA1/26, NEA3/4) and Transitional Waters (NEA11) by Macroalgae and Angiosperms. Intercalibration Report (NEA GIG), 22 S. unveröffentlicht.
- Kolbe, K. (2009). Fortentwicklung des Bewertungssystems für den Qualitätsparameter "Artenspektrum von Makroalgen" in den niedersächsischen Küsten- und Übergangsgewässern auf Grundlage der Auswertungen des Monitorings (Praxistest) 2007 und 2008. Bericht im Auftrag des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft Küsten- und Naturschutz, 59 S., unveröffentlicht.
- KOM (2008). ENTSCHEIDUNG DER KOMMISSION vom 30. Oktober 2008 zur Festlegung der Werte für die Einstufungen des Überwachungssystems des jeweiligen Mitgliedstaats als Ergebnis der Interkalibrierung gemäß der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates. In: Amtsblatt der Europäischen Union, Nr. L 332/20
- Kuhlenkamp, R. & I. Bartsch (2008). Marines Monitoring Helgoland: Benthosuntersuchungen gemäß Wasserrahmenrichtlinie. Handlungsanweisung Makrophytobenthos. Vers1-7.2008. Landesamt für Natur und Umwelt, Flintbek. 50 S.
- Reise, K., Kolbe, K., De Jonge, V. N. (1994). Makroalgen und Seegrasbestände im Wattenmeer. In: Lozán, J. L., Rachor, E., Reise, K., Westernhagen, H. v., Lenz, W. (Hrsg.). Warnsignale aus dem Wattenmeer. Berlin, Blackwell Wissenschafts-Verlag, 90–100.
- Wells, E., Pedersen, A., Borja, A. (2006). Boundary setting protocol for intercalibration of rocky intertidal macroalgae in the North East Atlantic Region (NEA GIG). Milestone 6 Report: Coastal GIGs. European Commission.
- Scanlan, C. M., Foden J., Wells E., Best M. (2007). The monitoring of opportunistic macroalgal blooms for the Water Framework Directive. In: Mar. Poll. Bull., Jg. 55, (1-6), 162–171.
- Van Beusekom, J. E. E., Bot, P. V. M., Carstensen, J., Goebel, J. H. M., Lenhart, H., Pätsch, J., Petenati, T., Raabe, T., Reise, K., Wetsteijn, B. (2009). Eutrophication. Thematic Report No. 6. In: Marenic, H., J. de Vlas (Hrsg.). Quality Status Report 2009 (WaddenSea Ecosystem, 25).

4 Makrozoobenthos

Das Makrozoobenthos ist die wirbellose Fauna im und auf dem Gewässerboden, die mit dem bloßen Auge noch erkennbar ist. Fast alle Böden der Übergangs- und Küstengewässer sind mit zahlreichen Arten der verschiedenen taxonomischen Gruppen wie z.B. den Muscheln, Krebsen, Seenelken und Borstenwürmern in speziellen Gemeinschaften besiedelt.

Das Makrozoobenthos wird als Bindeglied in der Nahrungskette zwischen den autotrophen Primärproduzenten (Algen, Phytoplankton) und den Konsumenten und Destruenten verstanden. Bezeichnend ist die grundlegende und überregionale Bedeutung als Nahrungsgrundlage für Fische und Vögel insbesondere im Wattenmeer. Auch die umfangreiche direkte wirtschaftliche Nutzung der Miesmuschelbestände und der Krabben zeigt die spezifische Bedeutung einzelner Arten für Niedersachsen.

Allgemein wird den benthischen Gemeinschaften und bestimmten Arten aufgrund ihrer Sensitivität gegenüber Umwelteinflüssen und anthropogenen Störungen eine gute Indikatoreigenschaft zugesprochen, die für die Bewertung des Gewässerzustands genutzt werden soll. Zahlreiche Arten des Benthos zeigen einen hohen Gefährdungszustand an oder sind bereits verschollen bzw. ausgestorben (Rachor et al. 2010).

4.1 Welche Stressoren wirken vermutlich auf die Qualitätskomponente?

Wesentliche Belastungsfaktoren für die Küstengewässer Niedersachsens wurden in den Berichten zur Erstbewertung nach WRRL benannt (Berichte zur Bestandsaufnahme gemäß Artikel 5 WRRL 2005, Berichte zu den FGE unter www.wasserblick.net). Demnach stellt das Phänomen der Eutrophierung mit den entsprechenden Folgen für das Ökosystem einen erheblichen Belastungsfaktor für die Küstengewässer der Deutschen Bucht dar. Der erhöhte Eintrag von Nährstoffen, insbesondere Stickstoff und Phosphat, resultiert zum Großteil aus den Nährstofffrachten der Flüsse und betrifft alle Übergangs- und Küstengewässer Niedersachsens. Eutrophierungsfolgen wie Sauerstoffdefizite in bodennahen Wasserschichten, wie sie in der Ostsee regelmäßig auftreten und zu einem Absterben der Bodenfauna führen können, treten in der Nordsee und im Wattenmeer aufgrund der höheren Dynamik und der Wasseraustauschraten eher selten auf. Weniger extreme Effekte sind allerdings viel schwieriger anhand der Veränderungen der Lebensgemeinschaften nachzuweisen, da sie allmähliche Änderungen zur Folge haben können. Eine direkte Wirkung von überhöhten Nährstoffeinträgen auf die Makrozoobenthosbesiedlung ist aufgrund der Variabilität der Besiedlungsparameter und der komplexen Zusammenhänge zwischen den trophischen

Ebenen des Nahrungsnetzes nicht monokausal oder linear ableitbar. So muss z.B. nicht jede Anreicherung sandiger Standorte mit Schlick eine Folge der Eutrophierung sein, da insbesondere in Ästuaren dieser Prozess auch unter anderen (z.B. als Folge von Fahrrinnenunterhaltung) oder auch unbeeinflussten Bedingungen großflächig ablaufen kann (Schlickfallzone).

Weitere Stressoren sind die zahlreichen Schadstoffe, die über die Flussfrachten in die Küstengewässer gelangen und z.T. im Zoobenthos akkumulieren. Dabei sind neben Schwermetallen und persistenten organischen Schadstoffen auch insbesondere hormonell wirkende Stoffe wie TBT oder entsprechende Ersatzstoffe aus Schiffsanstrichen zu nennen (u.a. Imposex-Effekte).

Insbesondere in den Übergangsgewässern sind die Flächenverluste bestimmter Lebensräume wesentlicher Belastungsfaktor der benthischen Gemeinschaften. Der Verlust von Seitenarmen mit Flachwasserbereichen, naturnahem Deichvorland, unverbauten Uferstrukturen sowie submersen Strukturen zählen zu den auffälligen Veränderungen. Neben direkter Überbauung und land- bzw. havenwirtschaftlichen Nutzungen sind die Veränderungen der hydrografischen Grundlagen wie Tidenhub, Morphologie und Strömungsregime wesentliche Ursachen dafür. Siele und Schöpfwerke reduzieren natürliche Brackwasserzonen und stellen zudem Durchgängigkeitsbarrieren für wandernde Tierarten dar.

Die benthischen Gemeinschaften sind eng an die hydrografischen und sedimentologischen Standortbedingungen gebunden und reagieren auf Änderungen dieser Grundbedingungen (physikalischer Stress) entsprechend mit Verschiebungen im Arteninventar oder in der Dominanzstruktur. Kleinstäumig sind die Wirkungen bei Maßnahmen wie Baggerei und Verklappungen meist gut dokumentiert, großräumige und langfristige Änderungen innerhalb des Wasserkörpers sind schwerer zu identifizieren und betreffen vermehrt epibenthische strukturgebende Gemeinschaften wie z.B. Miesmuschelbänke, Austernbänke und *Sabellaria*-Riffe. Gerade für diese sensitiven Artengruppen ist die Fischerei mit auf die Bodenstruktur einwirkenden Fanggeschirren als Belastungsfaktor der Bodenfauna zu benennen.

Die Neobiota nehmen insbesondere in den Ästuaren bereits größere Anteile der Gemeinschaft ein. Negative Wirkungen entfalten sie dann, wenn andere Arten verdrängt werden oder massenhaft auftreten vorliegt. Innerhalb der WRRL Bewertung wird nach Beschluss der europäischen Arbeitsgruppe für Neobiota (EU Alien Species Task Group) auf eine negative Bewertung der Neozoa verzichtet.

Es gilt dennoch geeignete Maßnahmen zu entwickeln, wie z.B. die Einschlepprate generell zu mindern, da Maßnahmen nur sehr früh erfolgreich eingesetzt werden können, d.h. bereits bevor der invasive Charakter einer Art erkennbar ist.

4.2 Bewertungsmethoden

Die WRRL sieht folgende Bewertungsparameter (Metrics) für die Bewertung des ökologischen Zustands der Gewässer anhand der Qualitätskomponente Makrozoobenthos vor:

- Artenzusammensetzung
- Abundanz
- Opportunistische und sensitive Arten

Die normativen Begriffsbestimmungen der WRRL (Anhang V 1.2.3/1.2.4) definieren textlich den Zustand der Benthosgemeinschaft für 3 der insgesamt 5 Bewertungsklassen. Es liegt international mittlerweile eine Vielzahl von Bewertungsindizes mit unterschiedlichen Metrics vor, die auch für die WRRL getestet und angewendet wurden.

Das Vorgehen sieht eine wasserkörperspezifische Bewertung des Ist-Zustands des Makrozoobenthos im Vergleich zu einer naturnahen Referenzsituation vor, welche definiert bzw. abgeleitet werden muss.

In dem 2006 begonnenen Praxistest des NLWKN (Grotjahn et al. 2008) wurden systematisch Benthosdaten aus Bereichen der Übergangs- und Küstengewässer erhoben. Die bisherigen langjährigen Beprobungsprogramme (Norderney Rückseitenwatt, Wesermündung, Leybucht) wurden um zahlreiche Stationen im Eulitoral und Sublitoral ergänzt. Dadurch wird eine Datenverdichtung und eine gute räumliche Abdeckung der verschiedenen Teillebensräume erreicht.

Es wurden folgende Teillebensräume (Ökotope, Habitate) regelmäßig im niedersächsischen WRRL-Monitoring beprobt (Charakterisierung der Ökotope in Grotjahn, 2006) (siehe Abb. 4.1):

- Tiefes Sublitoral (>5 m unter SKN)
- Flaches Sublitoral (<5 m unter SKN)
- Eulitoral Schlickwatt
- Eulitoral Mischwatt
- Eulitoral Sandwatt

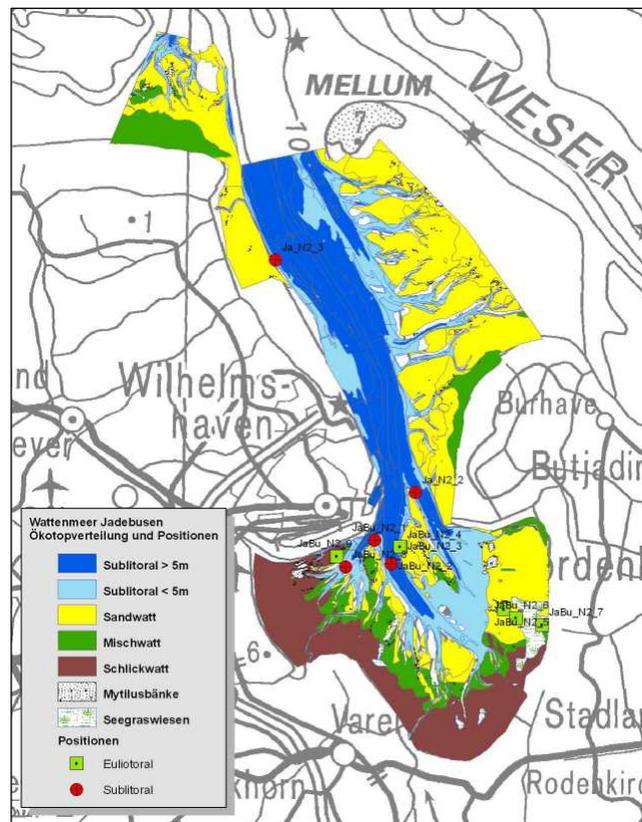


Abb. 4.1: Ökotope im Jadebusen – Kartenausschnitt als Beispiel für die zurzeit differenzierten Ökotope an der niedersächsischen Küste (Grotjahn et al. 2008)

Zusätzlich werden Daten zu besonderen Strukturen und Ökotope wie z.B. Miesmuschel-/Austernbank, Schillbank, Torf- oder Kleisubstrate, *Lanice*-Rasen, potentiell Sabellaria-Riff etc. aufgenommen, um eine Datenbasis für spätere Bewertungen aufzustellen. Obwohl gute Indikatoreigenschaften dieser meist sensitiven benthischen Strukturen vermutet werden, sind Kenntnisse und Daten zu diesen Ökotope bislang nicht ausreichend, um sie in die Bewertung nach WRRL zu integrieren. Neben der Qualität der benthischen Besiedlung soll zu einem späteren Zeitpunkt auch die Habitatfläche (z.B. Ausdehnung Miesmuschelbank) in eine Bewertung eingehen – hierfür werden Bewertungsansätze getestet und weiterentwickelt.

Mit dem LAWA Projekt zur Entwicklung von Bewertungssystemen nach WRRL wurden die theoretischen Grundlagen erschlossen und verschiedene Ansätze verglichen (Adolph et al. 2007). Die für die WRRL neu erhobene Datenbasis des Praxistests von 2006 bis 2009 wurde dann genutzt, um unterschiedliche Bewertungssysteme zu testen und die Eignung der Stationen zu überprüfen (Grotjahn et al. 2008, Heyer 2008, van Hoey 2008).

4.2.1 M-AMBI („Multivariate AZTI Marine Benthos Index“)

Für die Bewirtschaftungspläne der Flussgebietseinheiten wurde in 2009 eine Bewertung der benthischen Makrofauna der niedersächsischen Küstengewässer mit dem Bewertungsverfahren M-AMBI („Multivariate AZTI Marine Benthos Index“ nach Borja et al. 2000, Muxika et al. 2007) durchgeführt. Zur Referenzfindung liegen quantitative historische Daten nur für wenige eulitorale Gebiete vor. Für die Sublitoralbereiche fehlen historische Daten und können auch nicht rekonstruiert werden. Daher liegt der Schwerpunkt der Referenzermittlung auf aktuellen Greifer- und Stechzylinderdaten (Weichbodeninfauna) aus den 1980er und 1990er Jahren (Heyer 2009). Zur Ermittlung von Referenzdaten wurden alle verfügbaren quantitativen Daten aus den niedersächsischen Küstengewässern zusammengeführt und mit dem M-AMBI berechnet (Heyer 2009). Die besten Bewertungsergebnisse der geeigneten Stationen (gute Erreichbarkeit, möglichst geringer menschlicher Einfluss, soweit bekannt) wurden als Referenzindexwerte herangezogen. Inwieweit aktuell nicht erfasste oder fehlende Artengruppen und Strukturen (Hartboden-, Epifauna, Riffe) zu einem späteren Zeitpunkt in eine Bewertung eingebunden werden können, ist noch offen.

Der M-AMBI wurde auf Basis der Arbeiten von Grall & Glemarec (1997) durch Borja et al. (2000) für Ästuar- und Küstengebiete entwickelt. Der Bewertungsansatz kombiniert den AMBI-Index mit den Parametern Artenzahl und Diversitätsindex nach Shannon-Wiener.

Der AMBI-Index basiert auf der Zuordnung der Arten in fünf ökologische Klassen, die auf der hypothetischen Sensitivität bzw. Toleranz der Arten gegenüber z. B. organischer Anreicherung oder Schadstoffen im Sediment fußen (siehe Abb. 4.2). Er errechnet sich aus den prozentualen Anteilen der Abundanzen der Individuen dieser fünf Gruppen für jede Station, wobei die unterschiedlichen Gruppen unterschiedlich hoch gewichtet werden:

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

(Borja et al., 2000; Borja & Muxika, 2005).

Bewertet wird eine Verschiebung der Individuenanzahl dieser 5 Gruppen gegenüber einer Referenz. Eine Änderung der Bewertung kommt z.B. durch die Zunahme von Abundanzen opportunistischer Arten gegenüber der Referenz (Überwiegen von sensitiven Arten) zustande.

Aufgrund der Verrechnung der Ergebnisse der Parameter AMBI-Index, Artenzahl und Shannon-Wiener-Index zum M-AMBI und der Einbindung der jeweiligen Referenz, werden als Ergebnis die ökologischen Relationswerte (EQRs) angegeben.

Die Klassengrenzen der M-AMBI Bewertung wurden auf Basis eines Vergleichs der Bewertungsergebnisse verschiedener Indices und einer Bewertung durch Experten („expert judgement“) angepasst (Heyer 2007). Die Interkalibrierung für die Bewertung der Küstengewässer mit dem M-AMBI innerhalb der Nordostatlantikgruppe (NEA GIG) wurde in 2007 erfolgreich abgeschlossen. Es gelten aufgrund der Datenverfügbarkeit und des Kenntnisstands folgende Einschränkungen der Anwendbarkeit und damit der Aussagekraft der Bewertungsmethode: Anwendung nur für Lebensgemeinschaften sandreicher Weichböden, Verwendung quantitativer Greiferdaten, Abbildung des Hauptstressors ‚Eutrophierung‘, ggf. ‚Schadstoffe‘.

Die Bewertung basiert auf folgenden international abgestimmten Klassengrenzen (interkalibriert sind nur die Klassengrenzen sehr gut/ gut und gut/ mäßig):

Ökologischer Zustand	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
M-AMBI (EQR)	>0,85	<0,85-0,7	<0,7-0,4	<0,4-0,2	<0,2

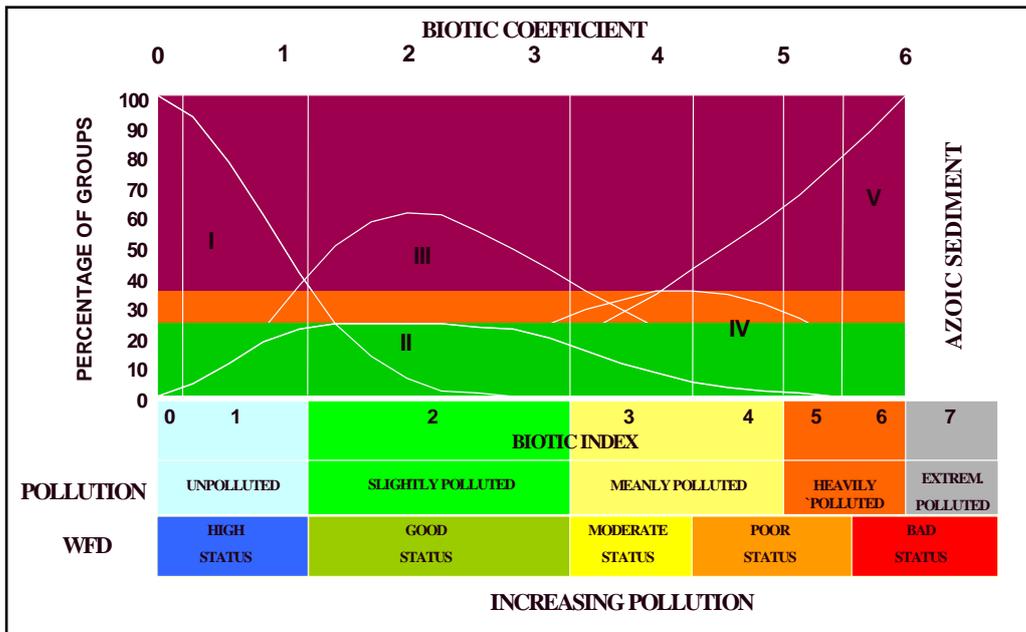


Abb. 4.2: Prozentualer Anteil der ökologischen Benthosgruppen (I-V) und Bewertungsklassen bei zunehmender Verschmutzung bzw. organischer Anreicherung nach Grall & Glemarec (1997)

4.2.2 AETV (Ästuartypieverfahren)

Die Übergangsgewässer der Elbe, Ems und der Weser wurden neben dem Bewertungsverfahren M-AMBI mit dem Ästuartypieverfahren (AETV nach Krieg 2005, 2007, 2008) bewertet, das insbesondere auf dem Vorkommen deutlich kleinerer Vertreter der benthischen Fauna wie z.B. Oligochaeten und Chironomiden fußt. Der dafür verwendete Ästuartypieindex (AeTI) stellt eine Anpassung des Potamon-Typieindex (PTI nach Schöll et al. 1999) an die Verhältnisse im Übergangsgewässer dar und bewertet neben der Artenzusammensetzung und der Abundanz vor allem das Vorhandensein autökologisch eng an das Ästuar gebundener Arten (typspezifische Arten).

Die im Ästuar vorkommenden Arten werden nach ihrer Bindung zum System indiziert.

Die Einstufung in Form von Eco-Werten reicht von eins bis fünf, wobei der höchste Wert der engsten Bindung entspricht. Die Liste spiegelt die modellhafte Referenz eines ästuarinen Bewertungsraumes wider. Die Berechnungsformel und die Gültigkeitskriterien für den AeTI basieren auf Schöll et al. (2005).

Werden die Kriterien zur Berechnung des AeTI (1. Standardabweichung AeTI < 0,3, 2. Mindestanzahl Indikatorarten > 25, 3. Abundanzverhältnis Indikatorarten zu Gesamttaxa > 50%) nicht erfüllt, so werden zwei weitere Parameter, die mittlere Artenanzahl (MAZ) und der Diversitätsindex nach Fischer (ADF) zur Bewertung der biologischen Vielfalt herangezogen und dadurch das Ergebnis des AeTI hinterfragt bzw. unterstützt (Krieg 2005, 2007, 2008).

Die Bewertung wird nach folgenden Klassengrenzen durchgeführt:

Ökologischer Zustand	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
AETV (EQR)	>0,92	0,92-0,8	0,8-0,55	0,55-0,27	<0,27

4.3 Interkalibrierung

Für die Küstengewässer ist die Interkalibrierung der Bewertungsergebnisse der Qualitätskomponente ‚Makrozoobenthos‘ mit dem M-AMBI innerhalb der Nordostatlantikgruppe (NEA GIG) in der Interkalibrierungsphase 1 in 2007 erfolgreich abgeschlossen worden. Interkalibriert wurden die Klassengrenzen sehr gut/gut und gut/mäßig (Heyer 2007).

Im Übergangsgewässer konnten die Bewertungsverfahren zum Makrozoobenthos bislang noch nicht interkalibriert werden. Die entsprechenden Arbeiten werden in der zurzeit laufenden Interkalibrierungsphase 2 durchgeführt. Hierbei wird die Vorgehensweise eng an die der ersten Phase angelehnt. Eine internationale gemeinsame Datenbasis wird zurzeit erstellt und anhand bestimmter Kriterien in Vergleichsgruppen (Flächengröße, Salinität, Eulitoralflächenanteil) eingeteilt. Nach Anwendung der nationalen Bewertungssysteme werden die Ergebnisse verglichen bzw. angepasst, dass vergleichbare Bewertungsergebnisse für vergleichbare Zustände der Übergangsgewässer erzielt werden.

Dabei stellt die Repräsentativität einer Station für die sehr großen Wasserkörper (Übertragung der Stationsbewertung zu einer Wasserkörper-Bewertung) ein grundsätzliches Problem dar, das prinzipiell bisher auch während der Interkalibrierungsarbeit 1 nicht gelöst werden konnte. Hinsichtlich der Typisierung der Übergangsgewässer soll verstärkt die Belastungssituation des jeweiligen Ästuars Berücksichtigung finden.

Auch im Bereich der Küstengewässer sollen anhand von Datenarbeit weitere offene Fragen zur Bewertung der Küstengewässer aktuell aufgegriffen werden. Eine gemeinsame Datenbank zu den Lebensgemeinschaften der Küstengewässer ist bereits erstellt und abgestimmt worden. Erste Ergebnisse sind ab Herbst 2010 zu erwarten.

Die Bewertungsmethode AETV ist derzeit nicht in die Interkalibrierungsarbeit einbezogen. Deshalb wird für die weitere Datenerhebung und Bewertung nach AETV vorerst das Ergebnis der Interkalibrierungsarbeiten 2010 abgewartet.

Ein Abschluss der Arbeiten der NEA GIG in der Interkalibrierungsphase 2 ist für Mitte 2011 vorgesehen.

3.1.4 Monitoring – Art und Frequenz der Probennahme

Das niedersächsische Monitoringkonzept für Küsten- und Übergangsgewässer (NLWKN 2006) beschreibt den Umfang und das Vorgehen bei der Erhebung der benthischen Daten in Niedersachsen. Die national abgestimmte Vorgehensweise beim Monitoring zur WRRL ist zudem im Monitoringhandbuch des BLMP dargestellt (www.blmp-online.de). Genaue Spezifika

der Methoden werden in den Standardverfahrensanweisungen (SOPs) der Qualitätssicherungsgruppe des BLMP geregelt. In Grotjahn (2009) werden die aktuellen Ergebnisse der Bewertung dargestellt und wesentliche Informationen zu den Stationen und deren Besiedlung gegeben.

Nachfolgend wird die Methodik der Probennahme kurz skizziert (weitere Details siehe Grotjahn et al. (2008) und SOP MZB Weichböden, UBA (2009):

Methoden der Makrozoobenthosbeprobung **(Grotjahn et al. 2008)**

Sublitoral:

Van-Veen-Greifer 0,1 m² Grundfläche

10 parallele substratgleiche Greiferproben ab Stationspunkt in ca. 100 m Abstand

Proben über eine Spülmaschine gespült, Sand- und Mischböden über 1 mm Maschenweite gesiebt, Schlickböden über 0,5 mm, Fixierung mit 4 % Formol

Rahmendredge „Kieler Kinderwagen“ mit einer Breite von 1 m und einer Maschenweite von 0,5 cm

Dredgehols substratabhängig 4-10 min im Bereich der Greiferproben, Anfangs- und Endkoordinaten über GPS

2 Dredgezüge je Station als Parallelproben

Dredgeninhalt protokolliert bzw. Organismen aussortiert und frisch bestimmt; Sedimentansprache sofern vorhanden, 1 l Kautex-Unterprobe, ggf. gesamter Fang ins Labor, Fixierung mit 4 % Formol.

Eulitoral:

Stechzylinder 100, 38 oder 181 cm² Entnahmefläche (je nach Substrat), Einstichtiefe 30 cm

10 Parallelproben an der Station, im Umkreis von ca. 100 m (abhängig von der Größe des Ökotopts)

über 0,5 mm bzw. 1 mm Maschenweite gespült, Fixierung mit 4 % Formol.

Gemäß WRRL muss die benthische wirbellose Fauna als Qualitätskomponente im Rahmen der überblicksweisen Überwachung in Übergangs- und Küstengewässern mindestens alle 3 Jahre untersucht werden (siehe WRRL Anhang V, Abschnitte 1.3.3 und 1.3.4).

Nach Auffassung der BLMP-Experten sind aufgrund der naturgemäß hohen Variabilität der benthischen Lebensgemeinschaften jedoch mindestens jährliche Erhebungen für sinnvolle Aussagen notwendig; an wenigen ausgewählten Stationen werden in Niedersachsen auch zweimal im Jahr Proben entnommen (Frühjahrs- und Herbstaspekt (Saisonalität)).

Wie im Küstengewässer, wurden in den letzten Jahren im Übergangsgewässer jährlich Benthosproben nach den Standardverfahren (Greifer, Dredge, Stechzylinder) im Rahmen des Landesmonitorings genommen. Um das Bewertungsverfahren AETV anwenden zu können, müssen zusätzliche Unterproben mit einer Siebung über 250 µm Maschenweite genommen werden, um auch deutlich kleinere Vertreter der benthischen Fauna wie z.B. Oligochaeten und Chironomiden zu erfassen. Während an der Elbe bereits entsprechende Daten mehrerer Jahre vorliegen, wurden für Weser und Ems erstmals 2007 Daten explizit nach diesem Verfahren erhoben. Das AETV ist bislang nicht interkalibriert. Eine weitere Datenerhebung und Bewertung nach AETV wird ab 2011 fortgesetzt.

Abb. 4.3 gibt einen Überblick über die Lage der aktuellen Benthosstationen. Während der Beprobungen im Rahmen des Praxistests wurde die Auswahl der Stationen mit zunehmender Datendichte weiter optimiert und die Anzahl eingegrenzt. Derzeit werden vom NLWKN für die überblicksweise Überwachung 13 Stationen in den niedersächsischen Übergangs- und Küstengewässern regelmäßig beprobt (s. Abb. 4.3, „Auswahlstationen“ in rot). Darüber hinaus stehen Daten von Stationen vorausgegangener Monitoringkampagnen (Praxistest, operatives Monitoring), anderer Überwachungsprogramme (wie z.B. dem Ästuarmonitoring der BFG) oder bestehender Langzeitreihen des NLWKN zur Verfügung (s. Abb. 4.3, „Monitoringstationen“ in blau).

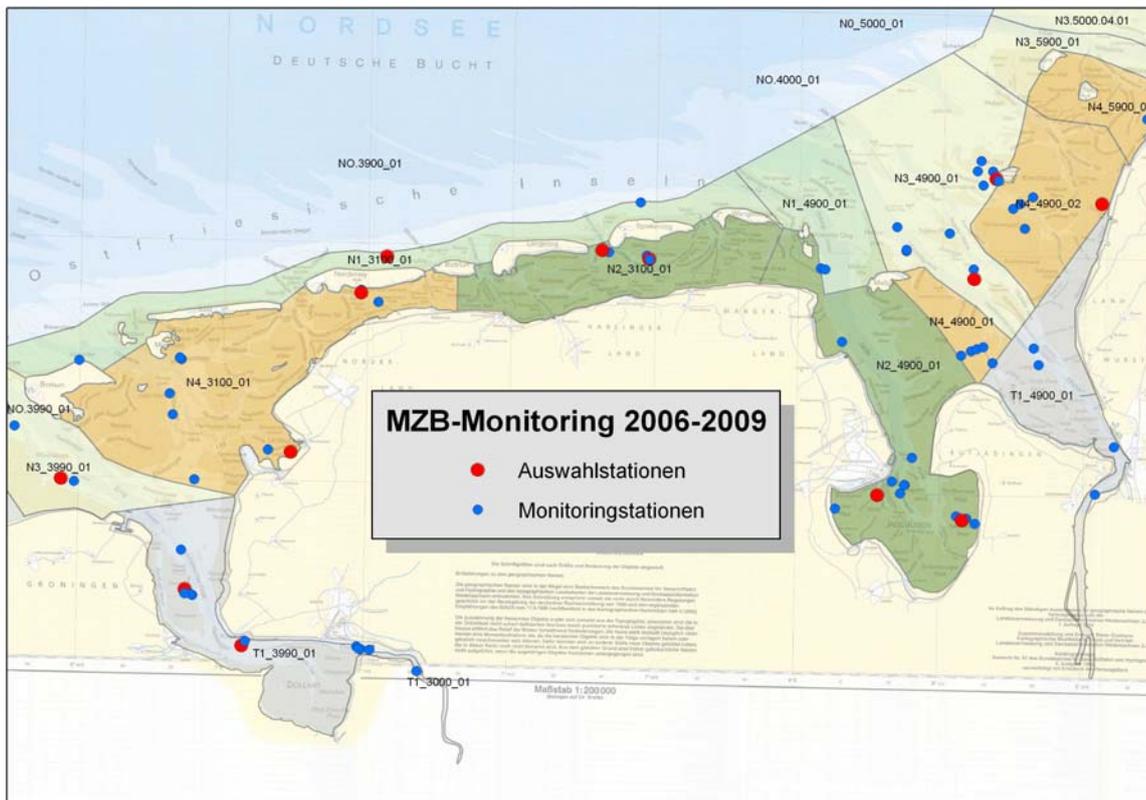


Abb. 4.3: Lage der Stationen des WRRL- Benthosmonitorings in den niedersächsischen Übergangs- und Küstengewässern
 (Auswahlstationen (rot): Stationen der überblickswisen Überwachung nach WRRL,
 Monitoringstationen (blau): Datenpunkte aus operativer Überwachung, Dauermessstellen und Monitoringstationen Dritter)

4.4 Ergebnisse der Bewertung - Bewirtschaftungsplan 2009

Für die Bewertung des Makrozoobenthos wurden die Daten je Wasserkörper (1 bis 3 Stationen, unterschiedliche Ökotope) aus dem Bewertungszeitraum von 6 Jahren (2003-2008) herangezogen (Arithmetisches Mittel bei mehreren Stationen oder Jahren)

Das Ergebnis der Bewertung der Küstenwasserkörper anhand der Qualitätskomponente Makrozoobenthos ist in Abb. 4.4 dargestellt. Die ökologische Gesamtbewertung, bei der auch die weiteren Qualitätskomponenten berücksichtigt sind, findet sich im Anhang.

Die Bewertung des Makrozoobenthos lässt einen Gradienten erkennen, von einem schlechten (Ems) bis mäßigen (Weser/Elbe) Potenzial in den Übergangsgewässern, einem mäßigen Zustand der polyhalinen Küstenwasserkörper (NEA 3/4) und einen guten Zustand der euhalinen Küstengewässer vor den Inseln (NEA 1/26).

Diesen Zusammenhang spiegelt auch die Bewertung durch Experten wider, die unabhängig von den Bewertungsmethoden anhand von Beprobungsdaten durchgeführt wurde. Die Ergebnisse beruhen, wie bereits dargestellt, auf Beprobungen der Weichbodenfauna sandiger Mischsedimente, die an der Küste am weitesten verbreitet sind. Bisher nicht eingegangen in die Bewertungen sind die Epifaunadaten aus Greifer- und Dredgeuntersuchungen und die Einbeziehung der genannten Sonderökotope sowie der flächenhaften Veränderungen der Ökotope.

Das kontinuierliche Monitoring bildet die Grundlage für die Bewertung der Übergangs- und Küstengewässer im nächsten Bewirtschaftungsplan für den Zeitraum 2015 bis 2021.

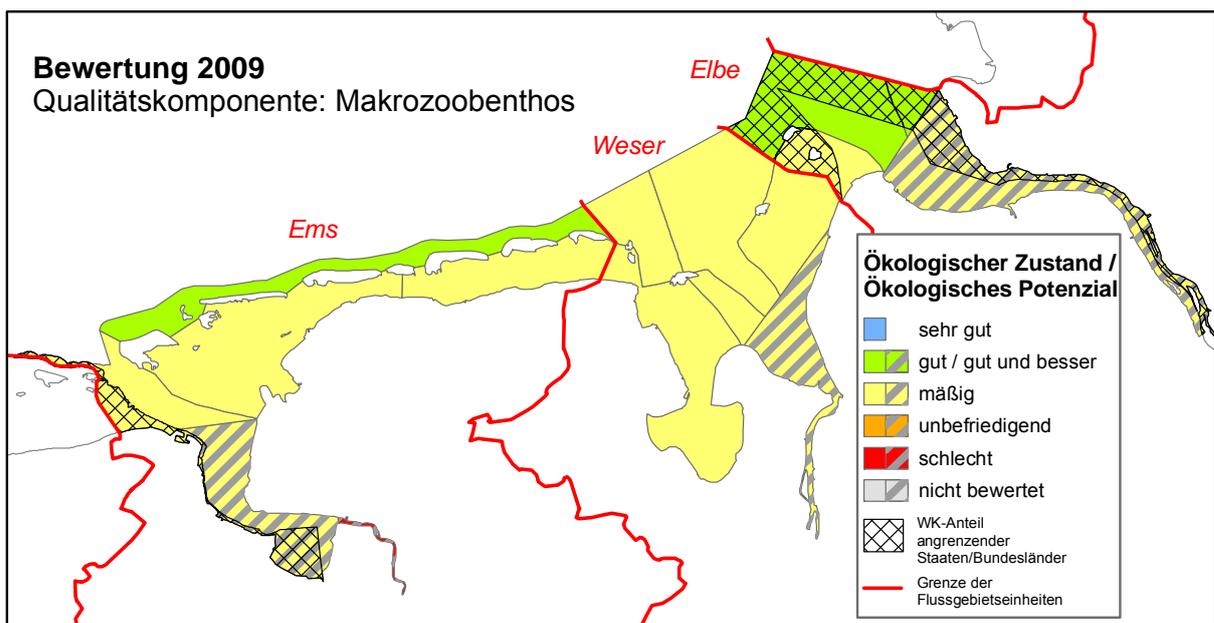


Abb. 4.4: Bewertung der niedersächsischen Übergangs- und Küstengewässer anhand der Qualitätskomponente ‚benthische wirbellose Fauna‘ (Makrozoobenthos) (Stand: Bewirtschaftungsplan 2009)

4.5 Welche Bedingungen haben zum Bewertungsergebnis beigetragen?

Die dargestellten Ergebnisse geben eine Bewertung der Zoobenthos-Besiedlung der Weichböden an der niedersächsischen Küste wieder. Im Vergleich zur Referenz, die überwiegend aus Daten der 1980er bis 1990er Jahre abgeleitet wird, ist die überwiegende Zahl der Wasserkörper in einem mäßigen Zustand. Im Sinne des M-AMBI Bewertungssystems heißt das: Opportunistische Arten haben zugenommen und langlebige, sensitive Arten haben in ihrem Anteil an der Lebensgemeinschaft abgenommen. Zudem sind die Diversität und/oder die Artenzahl aktuell geringer als die der Referenz. Diese grundsätzlichen Anzeichen einer Degradation der Benthosgemeinschaft (Rosenberg 1977) sind vermutlich u.a. als Folgen der Eutrophierung zu werten. Meistens wirken jedoch mehrere Stressoren gleichzeitig auf die Gemeinschaft. Dazu gehören u.a. physikalischer Stress durch Strombaumaßnahmen, Unterhaltungsbaggerungen, Fischerei sowie Belastung durch Schadstoffe, Klimaveränderung und Einschleppung fremder Arten. Das komplexe Wirkungsgefüge lässt sich nicht eindeutig über die Datenanalyse zuordnen. Dies ist insbesondere für die Ableitung geeigneter Maßnahmen zu bedenken.

Die Bewertungsergebnisse der Übergangsgewässer (HMWB-Status) zeigen einen hohen Belastungsdruck auf das Makrozoobenthos an, insbesondere im Übergangsgewässer der Unterems (Unbefriedigendes Potenzial). Weser und Elbe sind mit dem mäßigen Potenzial bewertet.

4.6 Wie wird die zukünftige Entwicklung der Qualitätskomponente eingeschätzt?

Die Zoobenthosgemeinschaft der seeseitigen Gewässer (NEA 1/26, nördlich der Inselkette) wird bereits jetzt mit „gut“ bewertet. In Zusammenhang mit dem Belastungsfaktor Eutrophierung und einer weiteren Reduzierung der Nährstoffe könnte mittelfristig auch im Wattenmeer der gute Zustand des Makrozoobenthos erreicht werden. Dies hängt aber von der Umsetzung wirkungsvoller Maßnahmen zu einer weiteren Verminderung der Nährstoff- und Schadstoffeinträge ab.

Grundsätzlich zu bedenken ist, dass wesentliche Stressoren im Küstengewässer, wie z. B. physikalische Veränderungen durch Fischerei, Wasserbau und Unterhaltungsbaggerei, zurzeit noch nicht ausreichend beschrieben und erforscht sind, um eine Bewertung direkt darauf beziehen zu können. Hier muss eine vermeintliche Verbesserung/ Verschlechterung immer im Kontext der Aussagekraft des jeweiligen Bewertungssystems gesehen werden.

Maßnahmen zu physikalischen Stressoren sind aber bereits jetzt sinnvoll, insbesondere um strukturell bedeutsame und langlebige Epifauna-Arten zeitnah zu stützen bzw. zu rehabilitieren. Diese teilweise bereits verschollenen Arten sind ein wichtiger und wertgebender Bestandteil der Qualitätskomponente Makrozoobenthos. Eine Verbesserung der Ansiedlungsmöglichkeiten trägt dazu bei, das Arteninventar wieder zu ergänzen und somit auch dem Ziel eines guten ökologischen Zustands der Küstengewässer näher zu kommen. Da es hierfür aufgrund der komplexen Ursache/Wirkung-Verhältnisse keine pauschalen Maßnahmen im Küstengewässer gibt, sind Maßnahmenentwicklung und -umsetzung eng an die noch offenen Fragen zu den Effekten verschiedener Belastungsfaktoren gekoppelt. Dazu sind weitere Datenerhebungen und -auswertungen notwendig – insbesondere die genannten flächenhaften Struktur- und Substraterfassungen im Sublitoral. Zahlreiche Vorschläge zu Verbesserungs- und Entwicklungsansätzen liegen vor, die auch experimentelle Ansätze zur Entwicklung von Epifauna-Standorten einschließen.

Für die weitere Entwicklung von Maßnahmen in Übergangsgewässern, die als erheblich veränderte Gewässer (HMWB) ausgewiesen sind, ist eine klare Definition und ein abgestimmtes Vorgehen bei der Bestimmung des guten ökologischen Potenzials (GÖP) dringend erforderlich. Hier sollte ein systematisches Vorgehen insbesondere zur Frage der Wirksamkeit und Wirtschaftlichkeit von Maßnahmen mit den benachbarten Übergangsgewässern und angrenzenden HMWB Gewässern des Binnenlandes erreicht werden (s. Witt 2009). Ein LAWA Projekt soll die Methode der Ableitung des GÖP für HMWB Gewässer des Binnenlands bis 2011 neu erarbeiten. Auch auf EU Ebene wird dieses Thema zurzeit überarbeitet.

4.7 Literatur

- 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. *Mar.Poll.Bull.* 40(12), 1100-1114.
- Borja, A. & I. Muxika (2005). Guidelines for the use of AMBI (AZTI_s Marine Biotic Index) in the assessment of the benthic ecological quality. *Mar. Poll. Bull.* 50, 787-789
- Grall J. & M. Glémarec (1997). Using biotic indices to estimate macrobenthic community perturbations in the Bay of Brest. *Estuarine, Science for management in coastal and estuarine waters: Proceedings of the 25th annual symposium of the ECSA. Part 3 held in Dublin 11-16 September 1995. Coastal and shelf science (44 Suppl. A), 43-53.*

- Grotjahn, M. (2006). Habitatspezifische Charakterisierung der MZB-Gemeinschaften in den Küstengewässern der FGE Ems, Weser und Elbe. Bericht im Auftrag des NLWKN Betriebsstelle Brake-Oldenburg, unveröffentl., 101 S.
- Grotjahn, M., Petri, G., Fischer U. (2008). EG-WRRL - Praxistest Makrozoobenthos – Erprobung und Optimierung der Probennahmemethoden und der Bewertungsverfahren für Makrozoobenthos in den niedersächsischen Übergangs- und Küstengewässern. Bericht NLWKN Brake-Oldenburg, unveröffentl., 82 S.
- Grotjahn, M. (2009). EG WRRL - Makrozoobenthos-Monitoringmethoden, Ergebnisse und Bewertung des überblicksweisen und operativen Makrozoobenthos-Monitoring im Untersuchungs-jahr 2008/2009. NLWKN Brake/Oldenburg, unveröffentl. 58 S.
- Heyer, K. (2007). Intercalibration report (NEA GIG). Assessment of German coastal waters (NEA1/26, NEA3/4) by benthic invertebrates. Im Auftrag des NLWKN Brake/Oldenburg, unveröffentl. 13 S.
- Heyer, K. (2008). Praxistest von vier EU-Bewertungsverfahren, M-AMBI (Spanien, Multimetric AMBI), IQI (UK, Infaunal Quality Index), DKI (Dänemark, Danish Multimetric Quality Index) und BQI (Benthic Quality Index), für die ökologische Bewertung von sub- und eulitoral Stationen im niedersächsischen Watt mithilfe der Qualitätskomponente ‚Makrozoobenthos‘. Bericht im Auftrag des NLWKN Brake/Oldenburg, unveröffentl., 20 S.
- Heyer, K. (2009). Bestimmung von deutschen Referenzwerten für das ‚M-AMBI-Bewertungsverfahren‘ und Neuberechnung der Daten des NLWKN Praxistests sowie der Hamburger und Schleswig-Holsteiner Monitoringstationen. Bericht im Auftrag des NLWKN Brake/Oldenburg, unveröffentl. 76 S.
- Krieg, H.-J. (2005). Die Entwicklung eines modifizierten Potamon-Typie-Index (Qualitätskomponente benthische Wirbellosenfauna) zur Bewertung des ökologischen Zustands der Tideelbe von Geesthacht bis zur Seegrenze. F+E-Vorhaben i. A. der ARGE ELBE, Wassergütestelle Elbe, Hamburg. HuuG Tangstedt. 38 S.
- Krieg, H.-J. (2007). Prüfung des Ästuartypieverfahrens (AeTV) als geeignete Methode für die Bewertung der Qualitätskomponente benthische Wirbellosenfauna gemäß EG Wasserrahmenrichtlinie für das Weserästuar - Praxistest des Verfahrens anhand aktueller Daten der benthischen wirbellosen Fauna im Untersuchungsraum Außen- und Unterweser. Bericht im Auftrag des NLWKN Betriebsstelle Brake-Oldenburg, unveröffentl., 26 S.
- Krieg, H.-J. (2008). Prüfung des Ästuartypieverfahrens als potentiell geeignete Methode für die Bewertung der Qualitätskomponente benthische wirbellose Fauna gemäß EG Wasserrahmenrichtlinie für das Emsästuar. Praxistest des Verfahrens anhand aktueller Daten der benthischen wirbellosen Fauna im Untersuchungsraum Untere Ems (2007). Bericht im Auftrag des NLWKN Betriebsstelle Brake-Oldenburg, 31 S. unveröffentl.
- Muxika I., A. Borja, Bald, J. (2007). Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. Mar.Poll.Bull. 55(1-6), 16-29
- Rachor, E. Bönsch, R., Boos, K., Gosselck, F., Grotjahn, M., Günther, C.-P., Gusky, M., Gutow, L., Heiber, W., Jantschik, P., Krieg, H.-J., Krone, R., Nehmer, P., Reichert, K., Reiss, H., Schröder, A., Witt, J., Zettler, M.L. (2010). Rote Liste der bodenlebenden wirbellosen Meerestiere. Im Druck
- Rosenberg, R. (1977). Effects of dredging operations on estuarine benthic microfauna. Mar. Poll. Bull. 8 (5), 102 – 104.
- Schöll, F., Haybach, A., König, B. (2005). Das erweiterte Potamontypieverfahren zur ökologischer Bewertung von Bundeswasserstraßen (Fließgewässertypen 10 und 20: kies- und sandgeprägte Ströme, Qualitätskomponente Makrozoobenthos) nach Maßgabe der EG Wasserrahmenrichtlinie. Hydrologie und Wasserwirtschaft 49, Heft 5, 234-247.
- UBA (2009). Muster-Standardarbeitsanweisungen für Laboratorien des Bund/Länder-Messprogramms. Prüfverfahren-SOP für Makrozoobenthos-Untersuchungen in marinen Sedimenten (Weichboden). <http://www.blmp-online.de>
- Van Hoey, G. (2008). Assessment of the Lower Saxonian monitoring stations using the BEQI (Benthic Ecosystem Quality Index). Report im Auftrag des NLWKN Brake/Oldenburg, unveröffentl., 34 S.
- Witt, J. (2009). Diskussionspapier zur Bewertung der Küsten- und Übergangsgewässer nach WRRL: „Ökologischer Zustand vs. ökologisches Potenzial“, unveröffentl., 5 S.

5 Fischfauna

(E. C. Mosch, LAVES, Dezernat Binnenfischerei)

Die Übergangsgewässer stellen einen hochdynamischen Lebensraum dar, in dem der Salzgehalt ständigen Schwankungen unterliegt, Schichtungen im Wasserkörper auftreten können und hohe Schwebstoffkonzentrationen anzutreffen sind. Die Fischfauna der Übergangsgewässer ist insgesamt artenreich, die Artenzusammensetzung sowie die artspezifischen Abundanzen jedoch von starken räumlichen und saisonalen Schwankungen geprägt. Nur wenige spezialisierte Arten können diesen Lebensraum über ihren gesamten Lebenszyklus besiedeln (Vilcinskas 2000). Eine besondere Bedeutung besitzen die Ästuare als Laichhabitate und / oder Aufwuchs- und Nahrungshabitate für typische ästuarine Arten wie Flunder und Grundel (Vilcinskas 2000), die diadromen Arten Stint und Finte sowie einige marine Arten wie beispielsweise den Hering. Die Fischfauna der Ästuare ist vor allem durch wandernde Arten geprägt, für die die Übergangsgewässer vorrangig als Verbindungsrouten zwischen den Laichgebieten und den Lebensräumen der adulten Tiere fungieren. Dazu gehören Arten, die zur Laichablage vom Meer in die Flüsse ziehen wie z.B. Lachs, Meerforelle, Schnäpel, Stör, Meerneunauge und Flussneunauge (anadrome Arten), aber auch der Aal, der entgegengesetzt von den Flüssen zur Laichablage in das Meer wandert (katadrome Arten) (Lozán 2003).

Arten mit saisonal hohen Abundanzen in den Übergangsgewässern wurden seit alters her wirtschaftlich genutzt, zumal diese Regionen schon früh dicht besiedelt waren und Fisch ein fester Bestandteil der Ernährung war. Allerdings beschwerten sich bereits um 1900 z.B. die Elbefischer über die Verschmutzung der Elbe und damit zusammenhängende Ertragseinbußen. 1970/80 erreichte die Fischerei in der Elbe ihren absoluten Tiefstand, wofür Verschmutzungen durch häusliche und gewerbliche Abwässer, Fahrwasservertiefungen und Deichbau sowie generell die Verbauung natürlicher Uferbereiche verantwortlich gemacht werden (u.a. Lozán 1990 in Knust & Ulleweit 1999, Riedel-Lorjé & Gaumert 1982, Gaumert (ohne Angabe), Lozán 1990, Lozán et al. 1996). Ähnlich wie in der Elbe sah die Situation in anderen Ästuaren aus.

5.1 Welche Stressoren wirken vermutlich auf die Qualitätskomponente?

Die Unterläufe der Ströme und großen Flüsse unterliegen bis auf wenige Ausnahmen starken strukturellen Veränderungen und diversen Belastungen, die in den Berichten zur Bestandsaufnahme gemäß Artikel 5 WRRL aufgeführt wurden (2005, siehe unter www.wasserblick.net). Gravierende hydromorphologische Veränderungen erfolgten durch die Vertiefung

der Gewässer, um ihre Funktion als Wasserstraßen vor allem für seegängige Schiffe zu gewährleisten. Infolge dieser Vertiefungsmaßnahmen kommt es zu erheblichen Veränderungen von Tidehub und Tideströmungen sowie zu einer Verschiebung der Brackwassergrenze nach stromauf, wodurch der limnische Abschnitt bis zur ersten Staustufe verkürzt und verändert wird. Die unterschiedlichen Habitate des limnischen Abschnittes dienen jedoch vielen charakteristischen Fischarten als Lebensraum (z.B. Laichplatz, Nahrungs- oder Aufwuchshabitat). Durch die sich im Verhältnis ausdehnende marine Zone werden wiederum marine Arten in ihrem Vorkommen unterstützt (z.B. Seezunge, Steinbutt, Sardelle).

Die Wanderfischarten sind in ihrem Lebenszyklus auf die freie Durchwanderbarkeit der Gewässer angewiesen, dabei können Querbauwerke zu starken Beeinträchtigungen führen. Physische Barrieren, wie Deiche, Wehre, Stauanlagen und Schleusen verhindern dabei nicht nur die Wanderung entlang der großen Gewässerachsen, sondern auch kleinräumigere Verbindungen mit Süßwasserbuchten und Grabensystemen, die eine besondere Bedeutung für Aale und Stichlinge besitzen. Aber auch innerhalb des Süßwassers gibt es Fischarten, die saisonal über weite Strecken wandern, um geeignete Laichplätze oder Nahrungsgebiete zu erreichen. Zu diesen potamodromen Arten zählen beispielsweise Quappe und Rapfen. Die Sicherung und Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit sowohl in longitudinaler als auch in lateraler Richtung ist von hoher Bedeutung für die gesamte Fischfauna.

Verbunden mit dem Ausbau der Schifffahrtsrinnen ist in den meisten Fällen ein Flächenverlust an potenziellen Aufwuchsgebieten. Dazu gehören flache, durchströmte Nebenarme, die in die natürliche Tiderhythmik eingebunden sind, ebenso wie strömungsberuhigte Flachwasserzonen und besondere Habitatstrukturen wie z.B. Steinfelder und Seegraswiesen.

Sekundäreffekte der Ausbaumaßnahmen sind bei überdimensionierten Schifffahrtsrinnen die durch den Tidehub und die starke Strömung dauerhaft in Suspension gehaltenen Trübstoffe und die damit verbundene Sauerstoffzehrung. Die aus den Ausbaumaßnahmen resultierende Flutstromdominanz vergrößert die Probleme des Sedimenttransports flussauf (tidal pumping) und verschlechtert die Lebensbedingungen für Fische und Nahrungsorganismen gerade in den Bereichen der inneren Übergangsgewässer und angrenzenden limnischen Abschnitte. Es kann davon ausgegangen werden, dass sich unnatürlich hohe Schwebstoffkonzentrationen mittelbar oder unmittelbar auf die Qualität der Ästuare als Aufwuchsgebiet für Larval- und Jungfischstadien beispielsweise der Finte auswirken können (IBP Weser).

Eine weitere Nutzung der Übergangsgewässer erfolgt durch die großmaßstäbliche Entnahme von Kühlwasser. Hierdurch ergibt sich eine starke Beeinträchtigung

gung der Fischfauna. Zum einen besteht eine technisch bedingte Mortalität im Bereich der Entnahmestellen, insbesondere von pelagischen Eiern, Larven und Jungfischen und zum anderen kommt es zu einer deutlichen lokalen Erwärmung des Wassers unterhalb der Wiedereinleitungsstelle, die in Kombination mit anderen hydrologischen Parametern temporär zu Sauerstoffdefiziten mit unterschiedlicher räumlicher Ausdehnung führen kann. Bei besonders sensitiven Wanderfischen wie z.B. Lachs und Meerforelle, sind durch geringe Sauerstoffgehalte bei anhaltend hohen Wassertemperaturen deutliche Verhaltensänderungen (Unterbrechen der Laichwanderung, zeitweiliges Ausweichen in sauerstoffreichere Zuflüsse) zu beobachten (IBP Elbe, Maes et al. 2007). Vor dem Hintergrund der jährlich wiederkehrenden Sauerstoffproblematik in der Tideelbe stromab Hamburgs wurde diesbezüglich ein Wärmelastplan für die Tideelbe aufgestellt (Hirschhäuser et al. 2008).

Neben diesen Aspekten müssen hinsichtlich ihres Einflusses auf den Fischbestand infolge der anthropogenen Überprägung eine Vielzahl weiterer Faktoren morphologischer (z.B. Unterhaltung durch Baggerung, Veränderung der Substratzusammensetzung, Wellenschlag durch Schifffahrt, Beeinträchtigung des Wechsels zwischen Tide- und Nebengewässern) und physiko-chemischer Art (z.B. Abwassereinleitungen aus Industrie, Kommunal- und Landwirtschaft) berücksichtigt werden.

5.2 Bewertungsmethode

Zur Bestimmung des ökologischen Zustandes der Fischfauna der Übergangsgewässer sind laut EG-WRRL als bewertungsrelevante Aspekte die „Zusammensetzung und Abundanz der Arten“, die „Abundanz störungsempfindlicher Arten“ und „Typspezifische störungsempfindliche Arten“ zu berücksichtigen. Dazu wurde das multimetrische Bewertungsverfahren „Fish-based Assessment Tool – Transitional Waterbodies (FAT-TW)“ (BioConsult 2006, 2008) entwickelt. Die Bewertung erfolgt über ausgewählte Bewertungsparameter (Metrics) (Tab. 5.1), als Bewertungsmaßstab gilt die historische Referenzzönose. Eine ausführliche Beschreibung des Bewertungsverfahrens sowie der unterschiedlichen Metrics ist in Jaklin et al. (2007) zu finden.

5.2.1 Referenzwertfindung

„...und finden sich unter und um Bremen allenthalben arth guter Fische, alß Störe, Lachse, deren in Bremen zwischen den Ringmauern jährlich etliche tausend gefangen, gedort und an fremde örther, ihres guten geschmacks und fettigkeit halber, defiederieret und hauffenweiß verführet werden: Lamprese, Neunaugen oder Pricken, Karpfen, Barben, Hechte, Bräsem, Rotaugen, Aland, Aeale, Persich, Gründling, Forellen, Quappen, Butte, Schnepfel, Stinte und in summa allarth schmackhafte Rivier- und Seefische, hauffenweiß; jedoch dass zu Bremen fast sonderbahr ein jeglicher Monat im Jahr seine besonderen Fische für andere zeuget, welches anderer örther nicht bald zu finden...“

(Zit.: Beschreibung des Weser Stroohms mit denen darin liegenden Inseln, von der kaiserl. Freien Reichs- und fürnehmen An-See-Stadt Bremen ab und biß in den Oceanum und offenbare See, 1780?; aus BioConsult 2006).

Als Referenzzeitraum wurde das Ende des 19. Jh. festgelegt (BioConsult 2006), wobei zur Erstellung der Referenzzönose überwiegend historische Arbeiten an Elbe und Weser aus dem Zeitraum von 1870 bis 1920 herangezogen wurden. Etwa ab dieser Zeit erfolgten die ersten drastischen Strombaumaßnahmen, wie beispielsweise die bereits 1895 abgeschlossene Weserkorrektur von Franzius. Obwohl die Deichlinie auch zu diesem Zeitpunkt bereits länger geschlossen und damit die Verbindung zur Aue unterbrochen war, können die Ästuarie zu dieser Zeit noch als relativ naturnah angesehen werden. Die Artenvielfalt war sehr hoch, und die wesentlichen Charakterarten der Ästuarie, wie Stör (*Acipenser sturio*), Schnäpel (*Coregonus oxyrhynchus*), Maifische (*Alosa* spp.), Lachs (*Salmo salar*) und Flussneunauge (*Lampetra fluviatilis*) wurden in großen Mengen gefangen. Auch Schuchardt et al. (1985) verweisen auf den deutlichen Rückgang der meisten Wanderfischarten und Neunaugen, der seit Beginn des 20. Jh. in der Weser zu beobachten war. Ähnlich stellte sich die Situation in der Elbe dar (u.a. Kühl 1976, Riedel-Lorjé & Gaumert 1982, Möller 1988, 1991, Costello et al. 2002, BioConsult 2006). Ein weiterer Hinweis auf den Zeitpunkt des Beginns deutlicher Veränderungen sind die Fangzahlen des Störs, welche sich ab Ende des 19. Jh. in allen Ästuarie der Nordsee reduzierten. Gleichzeitig nahm auch die Größe der angelandeten Störe ab (BioConsult 2006).

Tab. 5.1: Die Messgrößen (Metrics 1 bis 12, Zusatzmetric) des Fischbasierten Bewertungswerkzeugs für Übergangsgewässer (FAT-TW)

Ökologische Gilden		
Metric	Definition	Historische Anzahl der Taxa
Metric 1a – Diadrome „Transit“-Wanderarten	Wanderarten (anadrom oder katadrom), die artspezifisch saisonal das Ästuar überwiegend als Transitstrecke nutzen	ca. 7
Metric 1b – Diadrome-„ästuarine“-Wanderarten	Wanderarten (anadrom), die artspezifisch unterschiedlich das Ästuar zur Reproduktion, als Aufwuchs- oder Nahrungsgebiet nutzen	4
Metric 2 – „Echte“ ästuarine Arten	echte ästuarine Arten, die ihren Lebenszyklus überwiegend in der Brackwasserzone (meso- bis polyhalin) vollziehen	19
Metric 3 – Marine Arten - juvenil	marine Arten, die als Juvenile die Ästuarie (v. a. meso-polyhalin) aufsuchen, Nutzung vor allem als Aufwuchsgebiet	12
Metric 4 – Marine Arten - saisonal	marine Arten, die das Ästuar (v. a. meso-euhalin) regelmäßig saisonal aufsuchen (Rückzugs- und Nahrungsgebiet)	9
Abundanz und Altersstruktur		
Metric	Auswahlkriterien, ökologische Gilde - Habitatgilde	
Metric 5 – Kaulbarsch (<i>Gymnocephalus cernua</i>)	Charakterart der oligohalinen Zone (Kaulbarsch-Flunderregion), vor allem in Gebieten mit geringerer Strömung, benötigt zur Fortpflanzung Vegetation – benthisch - oligohalin	
Metric 6a, b, c – Finte (<i>Alosa fallax</i>) (juvenil, subadult, adult)	geeignete Stressoren wie Stoffbelastung und Habitatveränderungen in ihrem Lebensraum durch ihre Bestandsdynamik zu reflektieren, FFH-Art (Anhang 2) - diadrom-ästuarin - pelagisch	
Metric 7a, b, c – Stint (<i>Osmerus eperlanus</i>) (juvenil, subadult, adult)	geeignete Stressoren wie Stoffbelastung und Habitatveränderungen in ihrem Lebensraum durch ihre Bestandsdynamik zu reflektieren - diadrom-ästuarin - pelagisch	
Metric 8 – Hering (<i>Clupea harengus</i>)	Juvenile mehr oder weniger über das ganze Jahr in der mesohalinen Zone zu finden, Individuenzahlen reflektieren Beeinträchtigungen der Funktion des Ästuars als Aufwuchs- und Nahrungsareal, marin – juvenil – pelagisch	
Metric 9 – Flunder (<i>Platichthys flesus</i>)	Nutzung des Ästuars vor allem als Aufwuchs- und Nahrungsareal, Bestandsdichte abhängig von anthropogenen Stressoren wie Stoffbelastungen und Habitatveränderungen, ästuarine Residente - benthisch	
Metric 10 – Gr. Scheibenbauch (<i>Liparis liparis</i>)	Vorkommen hauptsächlich in der meso-euhalinen Zone, relativ enge Bindung an spezifische Habitate, reflektieren gewässerstrukturelle Habitatveränderungen, ästuarine Residente – benthisch (nicht relevant für das Ems-Ästuar)	
Metric 11 – Aalmutter (<i>Zoacres viviparus</i>)	Vollständiger Lebenszyklus in der polyhalinen Zone, zwischen Steinen und Algen (Hartsubstrat), marin - benthisch (bisher nur relevant für das Ems-Ästuar)	
Metric 12 – Scholle (<i>Pleuronectes platessa</i>)	Individuenzahlen reflektieren Beeinträchtigungen der Funktion der polyhalinen Zone des Ästuars als Aufwuchs- und Nahrungsareal der Juvenilen in den ersten Lebensmonaten (Weichsubstrat), marin – juvenil – benthisch (bisher nur relevant für das Ems-Ästuar)	
Zusatzmetric – Stör (<i>Acipenser sturio</i>)	Vorkommen reflektiert Beeinträchtigung des Ästuars als Laich- und Aufwuchshabitat - diadrom-ästuarin (aktuell ohne Berücksichtigung)	

Insgesamt konnten Nachweise für mehr als 120 verschiedene Fisch- und Rundmaularten (ohne Neozoen) aus den Tideästuaren zusammengetragen werden. Zusätzlich wurden qualitative Häufigkeitsangaben systematisch in quantitative Daten umgesetzt, und so eine historische Referenz für die Abundanz der Arten entwickelt. Die nachgewiesenen Arten lassen sich nach Elliot & Dewailly (1995) in sechs ökologische Gilden einordnen, von denen vier Gilden als bewertungsrelevant für Übergangsgewässer angesehen werden (Kap. 5.3.2).

5.2.2 Bewertungsparameter (Metrics)

Für das Bewertungssystem FAT-TW wurden zehn bewertungsrelevante Parameter (Metrics 1 bis 10) sowie als optionale Messgröße die Präsenz des Stör ausgewählt (BioConsult 2006, siehe Tab. 5.1). Infolge von Abstimmungsprozessen mit den Niederlanden vor dem Hintergrund der Interkalibrierung werden für die Bewertung des Übergangsgewässers der Ems zwei weitere Parameter (Metric 11 und 12) herangezogen, Parameter 10 bleibt hingegen unberücksichtigt.

Über die verschiedenen Messgrößen werden der Zustand ausgewählter ökologischer Gilden und die Abundanzen ausgewählter Arten bewertet. Der Aspekt der Altersstruktur geht über die Bewertung des Auftretens juveniler Stadien der beiden Charakterarten Finte und Stint in das Bewertungskonzept mit ein (Tab. 5.1).

Der Stör wird aktuell als nicht bewertungsrelevant eingestuft. Er gilt inzwischen als in Deutschland ausgestorben und die Wiederansiedlung erscheint unwahrscheinlich, zumal auch nur vergleichsweise wenige Besatzfische zur Verfügung stünden (Steinmann & Bless 2004, LAVES 2009).

Die Bewertung resultiert aus einer Ermittlung der Ähnlichkeiten bzw. Abweichungen der einzelnen Parameter von der Referenz, wobei je nach berechnetem Ähnlichkeitswert eine Vergabe von sogenannten Wertpunkten (Scores) in Anlehnung an die REFCOND-Definitionen (REFCOND 2003) erfolgt. Als Ergebnis wird ein Mittelwert aus den Einzelergebnissen aller Parameter errechnet, die somit im Prinzip gleichgewichtet in das Endergebnis eingehen. Der abschließende Schritt ist die Zuordnung des Ergebnisses zum EQR-Wert (Ecological Quality Ratio) und der entsprechenden ökologischen Zustandsklasse (BioConsult 2006).

5.2.3 Klassengrenzen

Die abschließende Bewertung des ökologischen Zustands / Potenzials erfolgt anhand des sogenannten EQR (Ecological Quality Ratio), der Werte zwischen 0 und 1 annimmt und darüber einer entsprechenden ökologischen Zustandsklasse in einem 5-stufigen System zugeordnet werden kann.

Im FAT-TW kann jede der 10 bzw. 12 bewertungsrelevanten Messgrößen (Ausnahme Zusatzmetric „Stör“) zwischen 1 und 5 Punkten erhalten. Somit kann eine maximale Punktzahl von 55 (Ems: 60) bzw. eine minimale Punktzahl von 10 (Ems: 11) erreicht werden. Die Berechnung erfolgt nach folgendem Muster:

$$\text{EQR-Übergangsgewässer (ÜG)} = \frac{\text{Summe „Ist“} - \text{Summe „Min“}}{\text{Summe „Max“} - \text{Summe „Min“}}$$

Beispiel: Bei einer hypothetischen Gesamtpunktzahl von z.B. 34 für die Weser würde sich nach der o.g. Formel ein EQR von $34 - 10 / 55 - 10 = 0,53 =$ mäßig (siehe Tab. 5.2) ergeben.

Die Einteilung der Klassengrenzen zur Feststellung der ökologischen Qualität orientiert sich an den in der EG-WRRL benannten „normativen Begriffsbestimmungen“, wobei die Festlegung der Klassengrenzen interpretativ erfolgte. Vor dem Hintergrund der natürlicherweise großen Variabilität der Fischgemeinschaft von Übergangsgewässern wurde dabei leicht von der nach REFCOND 2.3 (2003) vorgeschlagenen Einteilung der Klassengrenzen abgewichen (Tab. 5.2, verändert nach BioConsult 2006). Im Zuge der Interkalibrierung der Bewertungssysteme können sich zukünftig noch Veränderungen in der Abstufung der EQR-Werte ergeben, die derzeit jedoch noch nicht absehbar sind.

Tab. 5.2: Zuordnung der EQR-Werte zu den ökologischen Zustandsklassen bzw. zum ökologischen Potenzial (BioConsult 2006)

Ökologischer Zustand		Ökologisches Potenzial	
EQR - ÜG	Bewertung	EQR	Bewertung
≥0,9	sehr gut	-	-
<0,9 – 0,7	gut	>0,7 - >0,5	gut und besser
<0,7 – 0,5	mäßig	0,5 - >0,25	mäßig
<0,5 – 0,25	unbefriedigend	0,25 - >0,15	unbefriedigend
<0,25	schlecht	<0,15	schlecht

Alle Wasserkörper der Übergangsgewässer wurden aufgrund der erheblichen morphologischen und hydrologischen Veränderungen als erheblich verändert (HMWB – heavily modified water body) eingestuft. Ziel ist somit nicht die Erreichung des guten ökologischen Zustands, sondern des guten ökologischen Potenzials. Entsprechend eines Vorschlags von Bio-Consult (2006) erfolgt die Bestimmung des Potenzials über eine Verschiebung der Klassengrenzen. Damit ist der EQR-Wert zur Erreichung des mäßigen Zustands als relative Größe für das gute ökologische Potenzial anzusehen (Tab. 5.2).

5.3 Monitoring – Art und Frequenz der Probennahme

Der Einsatz des fischbasierten Bewertungsansatzes für Übergangsgewässer des Typs T1 stellt konkrete

Anforderungen an die Datenerhebung. Er wurde auf der Grundlage von Ankerhamen-Befischungen (Abb. 5.1) entwickelt und setzt den Einsatz dieser Fangmethode für die Anwendung voraus.

Eine wichtige Rolle im Hinblick auf die Konzipierung des Monitorings spielt die hohe räumliche und zeitliche Variabilität der ästuarinen Fischgemeinschaften.

Um belastbare Bewertungsergebnisse im Hinblick auf den ökologischen Zustand bzw. das ökologische Potenzial der Übergangsgewässer zu generieren, erfolgen Befischungen an drei Positionen entlang des Salinitätsgradienten (oligo-, meso- und polyhalin; Abb. 5.1). Dabei wird an jeder Station und zu jedem Fangtermin (Frühjahr und Herbst) eine Erhebung über eine gesamte Tidephase durchgeführt (Ebb- und Fluthol) und die Fänge getrennt ausgewertet. In der Regel werden die Datenerhebungen in einem Abstand von zwei Jahren wiederholt.

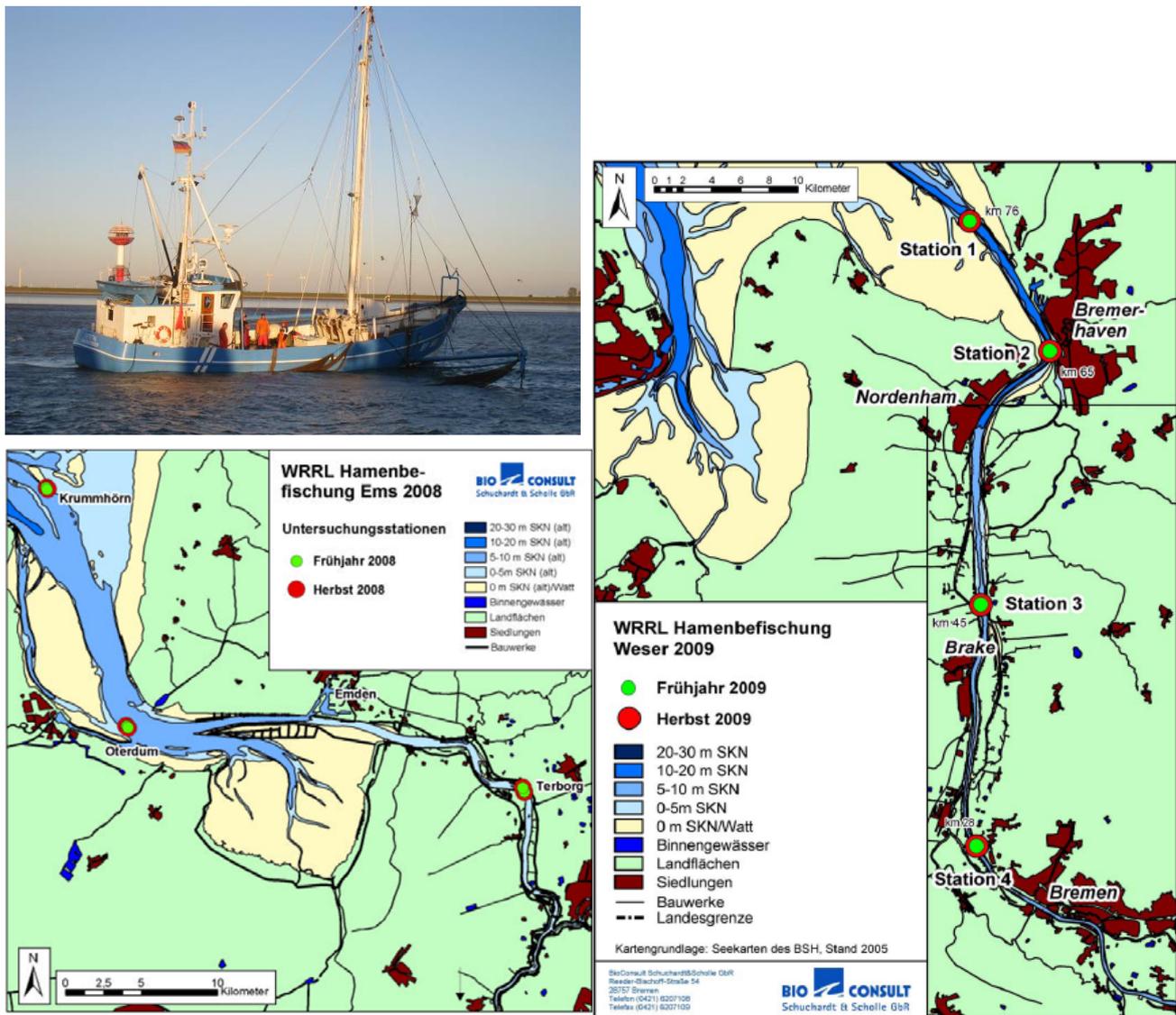


Abb. 5.1: Lage der Messstellen für die Bewertung des ökologischen Zustandes anhand der Fischfauna in den niedersächsischen Übergangsgewässern von Ems und Weser (Hamenbefischung, Foto: Mosch)

5.4 Ergebnisse der Bewertung – Bewirtschaftungsplan 2009

Das ökologische Potenzial aller niedersächsischen Übergangsgewässer ist hinsichtlich der Qualitätskomponente Fischfauna als „mäßig“ einzustufen (Abb. 5.2). Für den ersten Bewirtschaftungsplan beruht die Bewertung in Abhängigkeit vom betrachteten

Gewässer auf unterschiedlichen Datenreihen. Für die Ems wurden Befischungsergebnisse zwischen 2006 und 2008 berücksichtigt, für die Weser zwischen 2007 und 2009 und für die Elbe zwischen 2004 und 2007.

5.5 Welche Bedingungen haben zum Bewertungsergebnis beigetragen?

Das für alle Übergangsgewässer nur „mäßige ökologische Potenzial“ zeigt deutlich, dass in allen Gewässern unabhängig von saisonalen und regionalen Schwankungen verschiedene Defizite hinsichtlich der Fischfauna bestehen. Dies zeigt sich unter anderem in Abweichungen des aktuellen Artenspektrums im Vergleich zur historischen Referenzfauna, die bei den

Gilden der „marin-saisonalen“ und „ästuarinen“ Arten besonders auffällig sind. Auch ein Vergleich der aktuellen Abundanzen mit den Referenzwerten ergibt z.T. deutliche Defizite, insbesondere bei der Individuendichte der diadrom-ästuarinen Finten, die sich bis auf wenige Ausnahmen in allen Altersklassen, d.h. sowohl bei den Jungfischen als auch bei den subadulten und adulten Tieren zeigen.

Auch die Fänge weiterer charakteristischer Arten, wie z.B. des Großen Scheibenbauchs, des Stints, des Herings oder des Kaulbarsches liegen aktuell z.T. deutlich unter den nach historischen Angaben zu erwartenden Zahlen. Das Fehlen des als ausgestorben eingestuftem Europäischen Störs (Haupt et al. 2009) bleibt dabei bei der Bewertung bisher noch unberücksichtigt.

Auf die Fischgemeinschaft wirkt in den anthropogen stark überprägten Übergangsgewässern ein Vielzahl an unterschiedlichen Belastungsfaktoren, die sowohl unmittelbar als auch saisonal auftreten können. Das Übergangsgewässer der Ems ist aktuell insbesondere durch sehr stark erhöhte Schwebstoffkonzentrationen und ausgeprägte Sauerstoff-Mangelsituationen im Sommer gekennzeichnet.

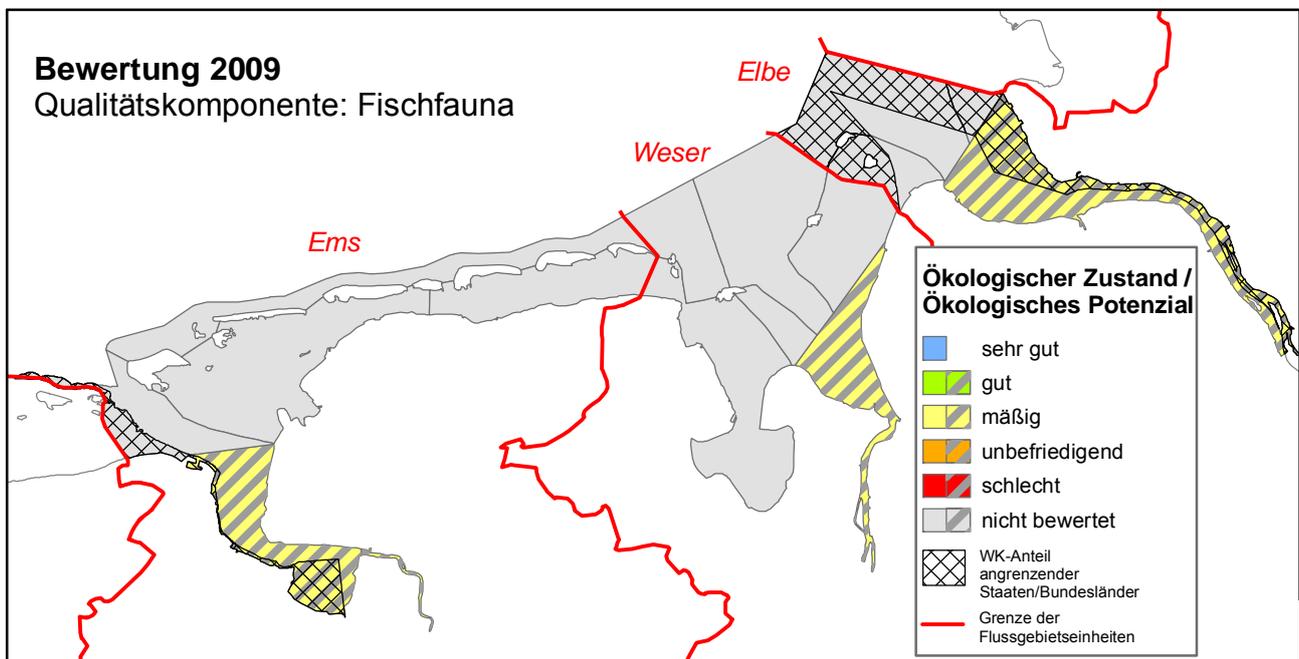


Abb. 5.2: Bewertung des ökologischen Potenzials der niedersächsischen Übergangsgewässer anhand der Qualitätskomponente Fischfauna (Stand: Bewirtschaftungsplan 2009)

In Weser und Elbe wird die Fischfauna maßgeblich durch Strombaumaßnahmen, insbesondere zur Vertiefung sowie durch die Einrichtung bzw. Unterhaltung von Sedimentfängen beeinträchtigt. Eine Übervertiefung der Schifffahrtsrinne führt zu starken Veränderungen der ursprünglichen gewässertypischen Habitatstrukturen (z.B. Hartsubstrate, Seegraswiesen) und somit zu Verlusten typischer Laich- und Aufwuchsgebiete. Verstärkt wird dieser Effekt durch eine Erhöhung der Schwebstofffrachten, sowie daraus resultierender zeitweiliger Sauerstoffdefizite in der Folge einer Veränderung von Tidehub und Tideströmung. In der Elbe ist zusätzlich, auch vor dem Hintergrund der aktuellen Kraftwerksplanungen, die hohe Mortalität von Fischeiern und -larven durch technische Anlagen zur Kühlwasserentnahme (Thiel 2008, Krieg et al. 2010) zu nennen. Des Weiteren entstehen an der Wiedereinleitungsstelle lokale Temperaturerhöhungen, die auf verschiedene Arten wie z.B. den Lachs saisonal als thermische Barriere wirken. Neben diesen drei Faktoren (Strombaumaßnahmen, Wassergüte, Kühlwasserentnahmen) bestehen eine Vielzahl weiterer Belastungsfaktoren, wie z.B. Verschlickung der gezeitenbeeinflussten Zuflüsse, Wellenschlag durch Schifffahrt, Wirkung von Umweltschadstoffen, auf die die Fischfauna empfindlich reagiert. Allen Übergangsgewässern gemein sind hohe Nährstoffbelastungen aus den oberhalb gelegenen Einzugsgebieten und die damit verbundenen weiteren Probleme der Eutrophierung.

5.6 Wie wird die zukünftige Entwicklung der Qualitätskomponente eingeschätzt?

Ziel der EG-WRRRL ist die Erhaltung bzw. Wiederherstellung des guten ökologischen Zustands bzw. Potenzials der Wasserkörper. Um eine Verbesserung der Lebensraumfunktionen für die Fischfauna zu erreichen, sind in Abhängigkeit vom betrachteten Gewässer verschiedene Maßnahmen denkbar.

Maßnahmen zur Verbesserung der Übergangsgewässer als Lebensraum für die Qualitätskomponente Fischfauna sollten möglichst die diversen anthropogen verursachten Belastungen ausgleichen bzw. adäquate „Ersatzlebensräume“ schaffen.

Beispiele für Maßnahmen innerhalb der Übergangsgewässer und im Einzugsgebiet:

- Wiederanbindung bzw. Erhalt von durchströmten Nebengewässern, die in die natürliche Tiderhythmik eingebunden sind
- Erhalt und Entwicklung von strömungsberuhigten Flachwasserbereichen und lebensraumtypischen Habitatstrukturen (z.B. Steinfelder, Seegraswiesen)

- Rückbau von Uferbefestigungen
- Minimierung und zeitliche Abstimmung von wasserbaulichen Eingriffen (Strom- und Hafenaumaßnahmen, Baggerungen) in potenziellen Laich- und Aufwuchsgebieten z.B. der Finte
- Reduzierung der hohen Mortalität (insbesondere von Eiern, Larven und Jungfischen) bedingt durch technische Anlagen zur Kühlwasserentnahme, Wasserkraftwerke und Schöpfwerke durch geeignete Fischschutzeinrichtungen oder angepasste Betriebsweisen
- Umsetzung der Konzepte der überregionalen Wanderrouen in den einzelnen Flussgebieten
- Verbesserung bzw. Wiederherstellung der Durchgängigkeit zwischen den Tideströmen sowie ihren Nebengewässern und angrenzenden Grabensystemen durch Einbau geeigneter Fischwanderhilfen oder modifizierte Betriebsweisen von Siel- und Schöpfwerken
- Umsetzung eines Maßnahmenprogramms zur Verbesserung der Sauerstoffverhältnisse über Reduzierung der Gewässerbelastung durch Nährstoffeinträge
- Umsetzung eines Maßnahmenprogramms zur Reduzierung der Gewässerbelastung durch Schwermetalle, Pflanzenschutzmittel, endokrin wirksame Substanzen, Industrie- und Kommunalabwässer usw.

Die Umsetzung vieler denkbarer Maßnahmen, die zu einer deutlichen Verbesserung der Lebensraumqualität für die Fischfauna führen könnten, ist aufgrund der diversen zu berücksichtigenden Nutzungsanforderungen (z.B. Naturschutz, Hochwasser- und Küstenschutz, Industrie, Schifffahrt) schwierig. Um eine bestmögliche Vernetzung der unterschiedlichen Schutz- und Nutzungsinteressen zu erhalten (Abstimmung und Ausgleich der konkurrierenden Belange, Nutzung von Synergien, Aufzeigen von Entwicklungsperspektiven) werden derzeit für die Übergangsgewässer von Weser und Elbe integrierte Bewirtschaftungspläne (IBP Weser, IBP Elbe) aufgestellt. An der Ems wird die Aufstellung eines Integrierten Bewirtschaftungsplanes derzeit in die Wege geleitet. Diese Pläne enthalten unter anderem Hinweise auf Maßnahmen zur Wiederherstellung bzw. Verbesserung der Lebensraumbedingungen für die Fischfauna.

5.7 Literatur

- BioConsult (2006). Fischbasiertes Bewertungswerkzeug für Übergangsgewässer der norddeutschen Ästuare. AG: Länder Niedersachsen und Schleswig-Holstein; 84 S. u. Anhang
www.arge-elbe.de/wge/Download/Berichte/fischBewertungT1.pdf
- BioConsult (2008). Operating Manual for FAT-TW (Fish-Based Assessment Tool – Transitional Waterbodies), 12 S..
- Costello, M., Elliot, M., Thiel, R. (2002). Endangered and Rare Species. In: Elliot, M. & K.L. Hemingway: Fishes in Estuaries, Blackwell Science, 217-262.
- Elliot, M. & F. Dewailly (1995). The structure and components of European estuarine fish assemblages. Netherlands Journal of Aquatic Ecology 29 (3-4): 397- 417.
- Elliot, M. & K.L. Hemingway (eds.) (2002). Fishes in Estuaries. Blackwell Science, 636 S.
- Gaumert, T. (ohne Angabe). Historischer Zustand der Elbe bei Hamburg.
www.arge-elbe.de/wge/download
- Haupt, H., Ludwig, G., Gruttke, H., Binot-Hafke, M., Otto, C. & A. Pauly (Red.) (2009). Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 1: Wirbeltiere. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, 386 S.
- Hirschhäuser, T., Altenhofen, D., Bergemann, M., Frost, D., Gade, R., Gaumert, T., Rahlf, H., Rebehn, V., Schwartz, R. (Projektgruppe Wärmelastplan Tideelbe) (2008). Wärmelastplan für die Tideelbe. – Sonderaufgabenbereich Tideelbe der Länder Hamburg (Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt), Niedersachsen (Niedersächsisches Ministerium für Umwelt und Klimaschutz), Schleswig-Holstein (Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein) mit Wassergütestelle Elbe (Dezember 2008), 19 S.
- IBP Elbe (2010). Integrierter Bewirtschaftungsplan Elbe, Niedersächsischer Fachbeitrag 1: „NATURA 2000“ Teilbeitrag „Fische und Rundmäuler“, LAVES, Dezernat Binnenfischerei.
- IBP Weser (2010). Integrierter Bewirtschaftungsplan Weser, Niedersächsischer Fachbeitrag 1: „NATURA 2000“ Teilbeitrag „Fische und Rundmäuler“, LAVES, Dezernat Binnenfischerei.
- Jaklin, S., Petersen, B., Adolph, W., Petri, G., Heiber, W. (2007): Aufbau einer Bewertungsmatrix für die Gewässertypen nach EG-WRRL im Küstengebiet der Nordsee, Schwerpunkt Flussgebietseinheiten Weser und Elbe. Abschlussbericht Teil A: Nährstoffe, Fische, Phytoplankton, Makrophyten (Makroalgen und Seegras). Berichte des NLWKN 2007, 86 S.
- Krieg, H.-J., Oesmann, S., Stiller, G., Jacobi, A. M. (2010). Literaturstudie zu den Auswirkungen von Kühlwasserentnahme und –einleitung auf das aquatische Milieu des Elbeästuars – unter besonderer Berücksichtigung von Biomasseschädigungen des Phytoplanktons, des Zooplanktons und der Fischeier und Fischlarven sowie die Folgen auf den Sauerstoffhaushalt. Im Auftrag von Koordinierungsraum Elbe (KOR-TEL), FFH-NI-SH, FH Hamburg/BSU/Wassergütestelle Elbe, 133 S.
- Knust, R. & J. Ulleweit (1999). Die Fische und Krebse des Wattenmeeres. In: Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer & Umweltbundesamt (Hrsg.) (1999). Umweltatlas Wattenmeer. Bd. 2: Wattenmeer zwischen Elb- und Emsmündung, 200 S.
- Kühl, H. (1976). Zum Stand der Hamenfischerei in der Unterelbe. Neues Archiv f. Niedersachsen, 25, 315-324.
- LAVES (2009). Basisliste - Bewertung der Notwendigkeit von Schutzmaßnahmen für die in niedersächsischen Binnengewässern vorkommenden Fische und Rundmäuler (Pisces & Cyclostomata). Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit - Dezernat Binnenfischerei, unveröffentlicht.
- Lozán, J.L. (1990). Zur Gefährdung der Fischfauna – Das Beispiel der diadromen Fischarten und Bemerkungen über andere Spezies. In: Lozán, J.L., W. Lenz, E. Rachor, B. Watermann, von Westernhagen, H. (Hrsg.) (1990). Warnsignale aus der Nordsee: wissenschaftliche Fakten, 231-249.
- Lozán, J.L., Köhler, C., Scheffel, H.-J. & H. Stein (1996). Gefährdung der Fischfauna der Flüsse Donau, Elbe, Rhein und Weser. In: Lozán, J.L. & H. Kausch (Hrsg.) (1990). Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren, 217-227.
- Lozán, J.L. (2003). Nicht nachhaltige Nutzung der Nordsee durch die Fischerei. In: Lozán, J.L., E. Rachor, K. Reise, J. Sündermann, von Westernhagen, H. (Hrsg.) Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg. 449 S.
- Maes, J., Stevens, M., Breine, J. (2007). Modelling the migration opportunities of diadromous fish species along a gradient of dissolved oxygen concentration in a European tidal watershed. Estuarine, Coastal and Shelf Science 75, 151-162.
- Möller, H. (1988). Fischbestände und Fischkrankheiten in der Unterelbe 1984 – 1986. Kiel, Möller, 344 S.
- Möller, H. (1991). Der Zustand der Fischfauna der Elbe. Fischökologie 4, 23-44.

- REFCOND (2003). Leitfaden zur Ableitung von Referenzbedingungen und zur Festlegung von Grenzen zwischen ökologischen Zustandsklassen für oberirdische Binnengewässer. CIS-Arbeitsgruppe 2.3 – Referenzbedingungen für oberirdische Binnengewässer.
- Riedel-Lorjé, J.-C. & T. Gaumert (1982). 100 Jahre Elbe-Forschung. Hydrobiologische Situation und Fischbestand 1842-1943 unter dem Einfluss von Stromverbau und Sieleinleitungen. Archiv für Hydrobiologie Supplement 61, 317-376.
- Steinmann, I. & R. Bless (2004). Fische und Rundmäuler (Pisces et Cyclostomata) der FFH-Richtlinie. In: Petersen, B., G. Ellwanger, R. Bless, P. Boye, E. Schröder, Ssymank, A. (Bearb.): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000 – Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, 69(2), 199-341.
- Thiel, R. (2008). Erhaltungszustand der Finte in der Elbe. Vortrag anlässlich des Fachgespräches Finte an der BSU Hamburg
http://arsu.de/de/media/Erhaltungszustand_der_Finte_in_der_Elbe.pdf
- Vilcinskas, A. (2000). Fische - Mitteleuropäische Süßwasserarten und Meeresfische der Nord- und Ostsee. BLV Bestimmungsbuch, München. 239 S.
- Wasserblick, www.wasserblick.net – Berichte gemäß Artikel 5 WRRL zu den einzelnen Flussgebiets-einheiten.

6 Zusammenfassende Bewertung – ökologischer Zustand /ökologisches Potenzial der niedersächsischen Übergangs- und Küstengewässer

Die Gesamtbewertung des ökologischen Zustands bzw. des ökologischen Potenzials erfolgt durch die Zusammenfassung der Bewertungen der für den entsprechenden Wasserkörper relevanten biologischen Qualitätskomponenten. Dabei wird für die ökologische Gesamtbewertung die schlechteste Bewertung einer Qualitätskomponente („one-out-all-out“ Prinzip) übernommen. Im Falle des sehr guten oder guten Zustands wird die Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten durch die Hilfskomponenten Hydromorphologie, sonstige relevante Stoffe und physikalisch-chemische Parameter ergänzt. Nur wenn auch die Hilfsparameter den sehr guten oder guten Zustand bestätigen, kann diese Bewertung für den ökologischen Zustand übernommen werden.

Die Bewertungen der einzelnen Qualitätskomponenten und der Hilfskomponenten je Wasserkörper sind in der Übersicht in Tab. 6.1 dargestellt. Die Vorgehensweise zur Bewertung des Zustands der einzelnen Qualitätskomponenten wird in der Einleitung und insbesondere in den Kapiteln der einzelnen Qualitätskomponenten dieses Berichts erläutert.

Die nachfolgende Abb. 6.1 zeigt die Gesamtbewertungen des ökologischen Zustands bzw. des ökologischen Potenzials für die Küsten- und Übergangsgewässer Niedersachsens. Diese resultieren aus den Einzelbewertungen der biologischen Qualitätskomponenten Phytoplankton, Makrozoobenthos, Makrophyten (Mittelwert der Teilkomponenten Algen, Seegras, Röhrichte und Salzwiesen) und Fische (nur im Übergangsgewässer).

Wie aus Abb. 6.1 ersichtlich, weist keiner der Wasserkörper der niedersächsischen Übergangs- und Küstengewässer in der Gesamtbewertung einen ‚guten ökologischen Zustand‘ bzw. ein ‚gutes ökologisches Potenzial‘ auf. In der überwiegenden Anzahl der Wasserkörper wird der ökologische Zustand bzw. das ökologische Potenzial mit ‚mäßig‘ bewertet. Eine Ausnahme bilden die Küstengewässer der Elbe und der Wasserkörper N2 Ems, die mit ‚unbefriedigend‘ bewertet werden. Das ökologische Potenzial des Übergangsgewässers der Unterems wird mit ‚schlecht‘ bewertet.

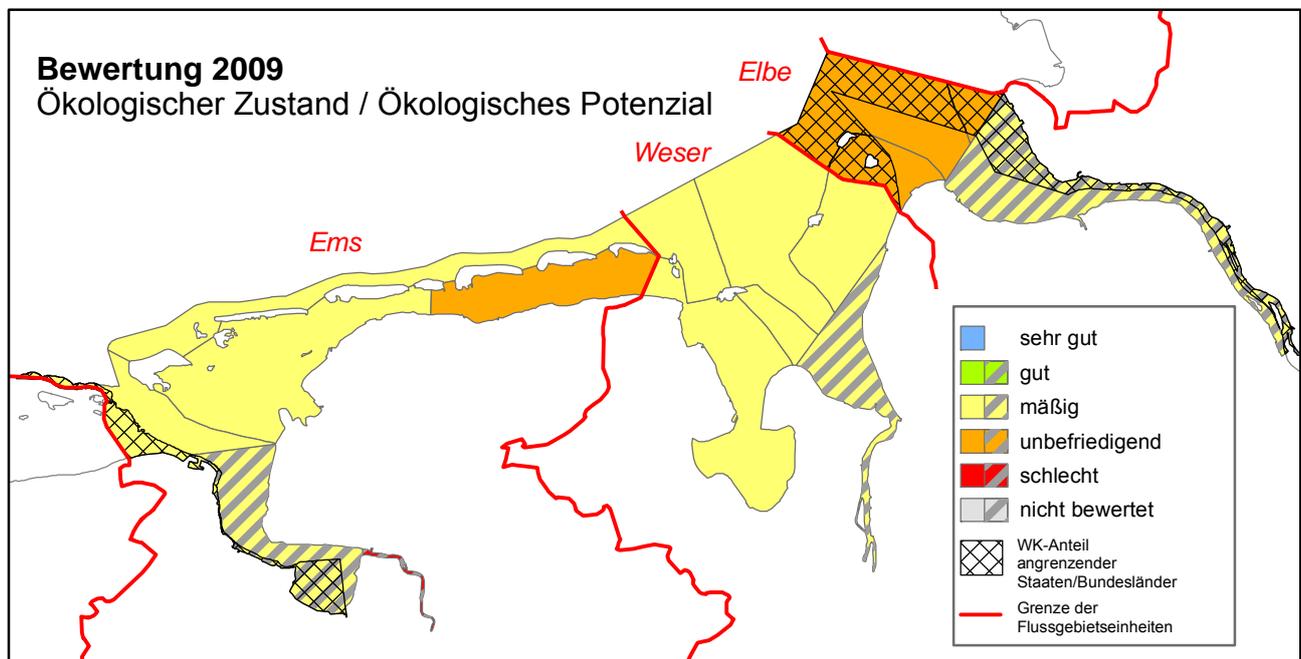


Abb. 6.1: Ökologischer Zustand/ökologisches Potenzial der niedersächsischen Übergangs- und Küstengewässer (Stand: Bewirtschaftungsplan 2009)

Die Bewertung des ökologischen Zustands / Potenzials mit ‚mäßig‘ oder schlechter ist bei allen Wasserkörpern durch mehr als eine Qualitätskomponente begründet. Nur in drei Fällen wurde je eine Qualitätskomponente mit ‚gut‘ bewertet: ‚Makrophyten‘ in Weser N2 (Jadebusen - Außenjade) (vgl. Kap. 3) und ‚Makrozoobenthos‘ im westlichen Wattenmeer der Elbe und im euhalinen offenen Küstengewässer der Ems (vgl. Kap. 4)

In den Küstengewässern der Elbe ist die Bewertung mit ‚unbefriedigend‘ auf die mit ‚unbefriedigend‘ bewerteten Qualitätskomponenten ‚Phytoplankton‘ und ‚Makrophyten‘ zurückzuführen.

Im Übergangsgewässer Elbe wurde in Übereinkunft der Ländervertretung Schleswig-Holstein, Hamburg und Niedersachsen vom Prinzip des ‚one out all out‘ abgewichen, indem das ökologische Potenzial mit ‚mäßig‘ bewertet wird (MLUR 2009).

Die Bewertung der Makrophyten nach dem „Standorttypindex-Makrophyten“ (STI_M, Stiller 2005a, 2005b, 2007, 2008) mit ‚unbefriedigend‘ (vgl. Kap. 3.2) beschreibt somit nicht das Gesamtergebnis des ökologischen Potenzials.

Der unbefriedigende Zustand des Wasserkörpers N2 Ems im östlichen ostfriesischen Wattenmeer ist ebenfalls ein Resultat der mit ‚unbefriedigend‘ bewerteten Komponente ‚Makrophyten‘. Hier ist letztlich der mit ‚schlecht‘ bewertete Zustand der Teilkomponente ‚eulitorales Seegras‘ entscheidend (vgl. Kap. 3.2).

Für das in der Gesamtbewertung schlechte Potenzial des Wasserkörpers „Übergangsgewässer Untere Ems“ ist die Bewertung des Makrozoobenthos ausschlaggebend.

Tab. 6.1: Zusammenfassende Bewertung des ökologischen Zustands bzw. des ökologischen Potenzial der niedersächsischen Übergangs- und Küstengewässer

Wasserkörper (Benennung, Charakteristik, Ergebnis letzte Bewertung)				Umweltziele	Qualitätskomponenten zur Bewertung des ökologischen Zustandes							Ökologischer Zustand/ Potenzial
Flussgebietseinheit	WK_NAME	WK_NR (Farbe = Typ)	Einstufung des Wasserkörpers	Umweltziel WRRL	Phytoplankton	Großalgen und Angiospermen	Benthische wirbellose Fauna	Fische	Morphologische Bedingungen	allgemeine physikalisch-chemische Bedingungen	Spezifische Schadstoffe (summarisch) Anhang V (1.42. (iii))	Ökologischer Zustand/Ökologisches Potenzial
			1=natürlich 2=HMWB	GÖZ GÖP								
Elbe	Außenelbe Nord	N3.5000.04.01	1	GÖZ	4	4	2	u	2	3	1	4
	Hakensand	N4.5000.04.02	1	GÖZ	SH	SH	SH	SH	SH	SH	SH	4
	Westl. Wattenmeer	N4.5900.01	1	GÖZ	3	4	3	u	2	3	1	4
	ÜG Elbe	T1.5000.01	2	GÖP	u	ARGE Elbe	ARGE Elbe	ARGE Elbe	ARGE Elbe	ARGE Elbe	3 (TBT)	3
Weser	Westl. Wattenmeer	N4.4900.01	1	GÖZ	3	3	3	u	2	3	1	3
	Östl. Wattenmeer	N4.4900.02	1	GÖZ	3	3	3	u	2	3	1	3
	Polyhalin offene Küste	N3.4900.01	1	GÖZ	3	u	3	u	2	3	1	3
	Euhalin offene Küste	N1.4900.01	1	GÖZ	3	u	3	u	2	3	1	3
	Jadebusen und anl.	N2.4900.01	1	GÖZ	3	2	3	u	2	3	2 (Arsen)	3
	ÜG Weser	T1.4000.01	2	GÖP*	u	3	3	3	3	3	1	3
Ems	Polyhalines Wattenmeer	N4.3100.01	1	GÖZ	3	3	3	u	2	3	1	3
	Polyhalin offene Küste	N3.3990.01	1	GÖZ	3	u	3	u	2	3	1	3
	Euhalin offene Küste	N1.3100.01	1	GÖZ	3	u	2	u	2	3	1	3
	Euhalines Wattenmeer	N2.3100.01	1	GÖZ	3	4	3	u	2	3	1	4
	Emsästuar	T1.3990.01	2	GÖP*	u	3	3	3	3	3	3 (Dibutylzinn)	3
	Untere Ems	T1.3000.01	2	GÖP*	u	3	5	3	3	3	3 (Dibutylzinn)	5

*GÖP: Da eine abgestimmte Definition des GÖP noch aussteht, wurde ggf. die Bewertung des ökologischen Zustands (GÖZ) übernommen!

