

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](http://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
<b>1 Einleitung .....</b>	<b>1</b>
<b>2 Phytoplankton.....</b>	<b>4</b>
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
<b>3 Makrophyten (Großalgen und Angiospermen).....</b>	<b>14</b>
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
<b>4 Makrozoobenthos.....</b>	<b>39</b>
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

<b>5</b>	<b>Fischfauna (E. C. Mosch, LAVES, Dezernat Binnenfischerei)</b> .....	<b>48</b>
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
<b>6</b>	<b>Zusammenfassende Bewertung – ökologischer Zustand /ökologisches Potenzial der niedersächsischen Übergangs- und Küstengewässer</b> .....	<b>57</b>

# 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 vollzogen<sup>1</sup>.

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.

<sup>1</sup> 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](http://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



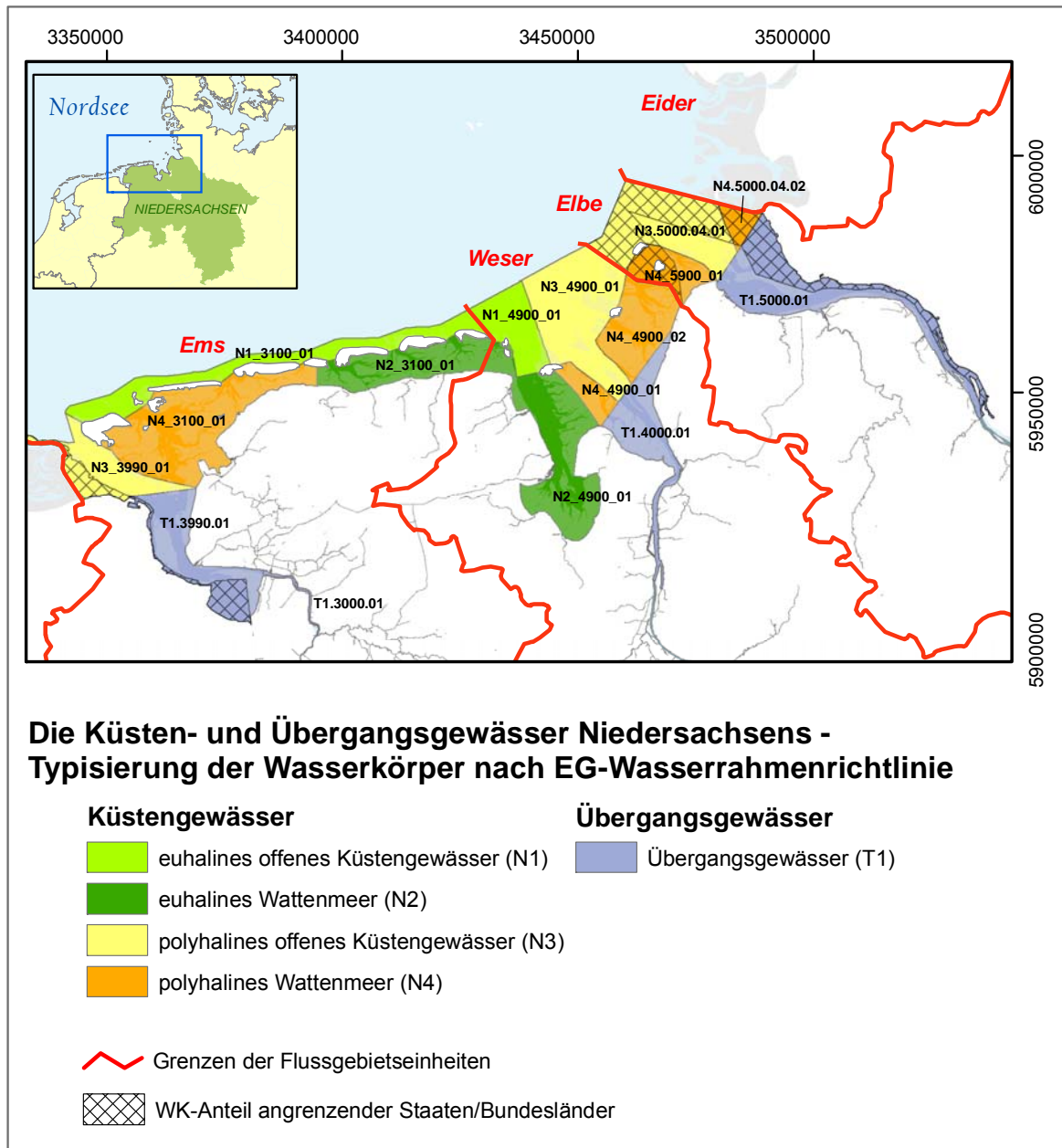


Abb. 1.1: Gewässertypen und Wasserkörper an der niedersächsischen Küste

## 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](http://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, Aelee, 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)

<b>Ökologische Gilden</b>		
<b>Metric</b>	<b>Definition</b>	<b>Historische Anzahl der Taxa</b>
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
<b>Abundanz und Altersstruktur</b>		
<b>Metric</b>	<b>Auswahlkriterien, ökologische Gilde - Habitatgilde</b>	
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)	geeignet 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)	geeignet 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 <b>nur</b> 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 <b>nur</b> relevant für das Ems-Ästuar)	
Zusatzmetric – Stör ( <i>Acipenser sturio</i> )	Vorkommen reflektiert Beeinträchtigung des Ästuars als Laich- und Aufwuchshabitat - diadrom-ästuarin (aktuell <b>ohne</b> 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.

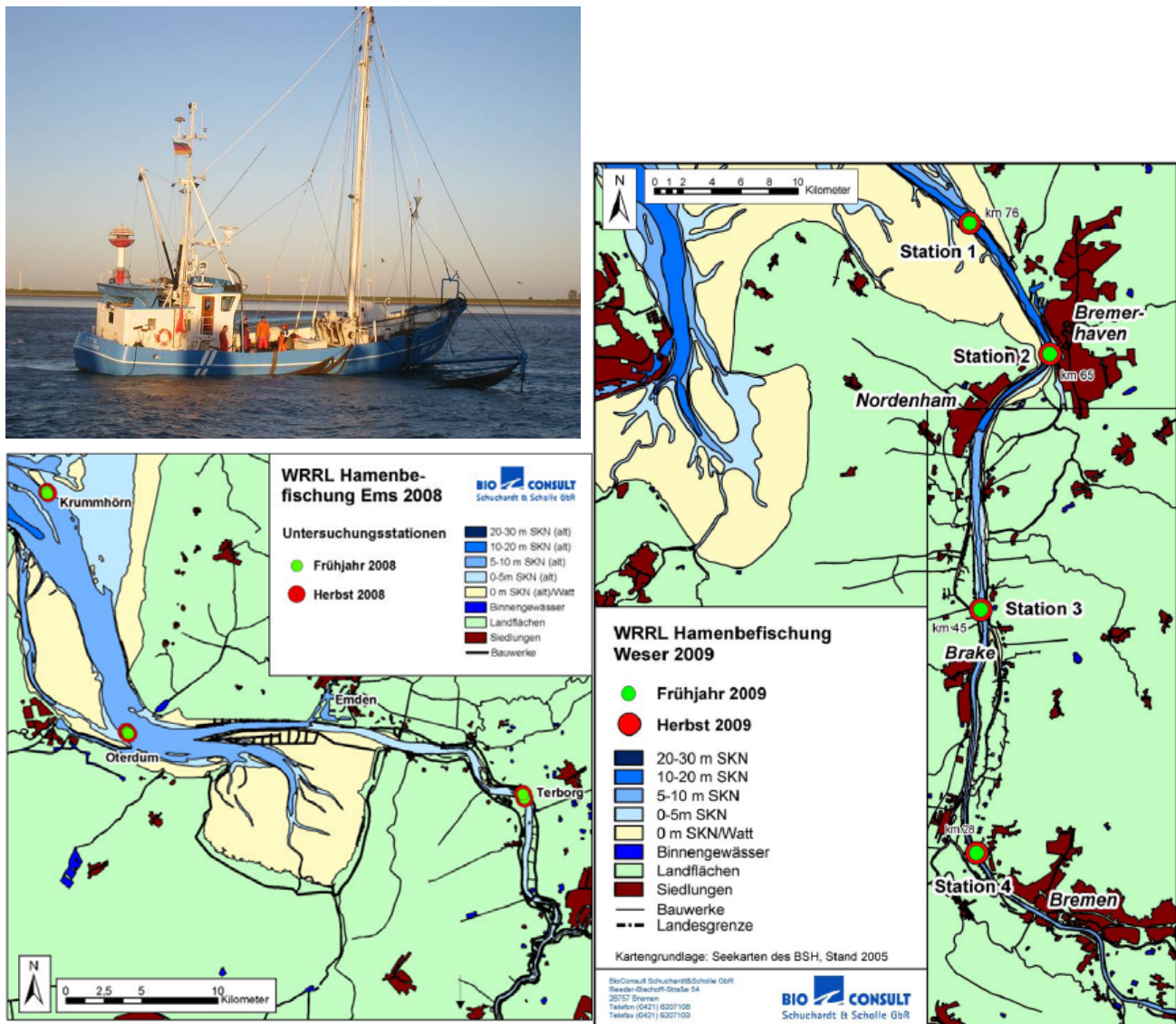


Abb. 5.1: Lage der Messstellen für die Bewertung des ökologischen Zustandes anhand der Fischfauna in den niedersächsischen Übergangsgewässern von Ems und Weser (Hamenbefischung, Foto: Mosch)

## 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.

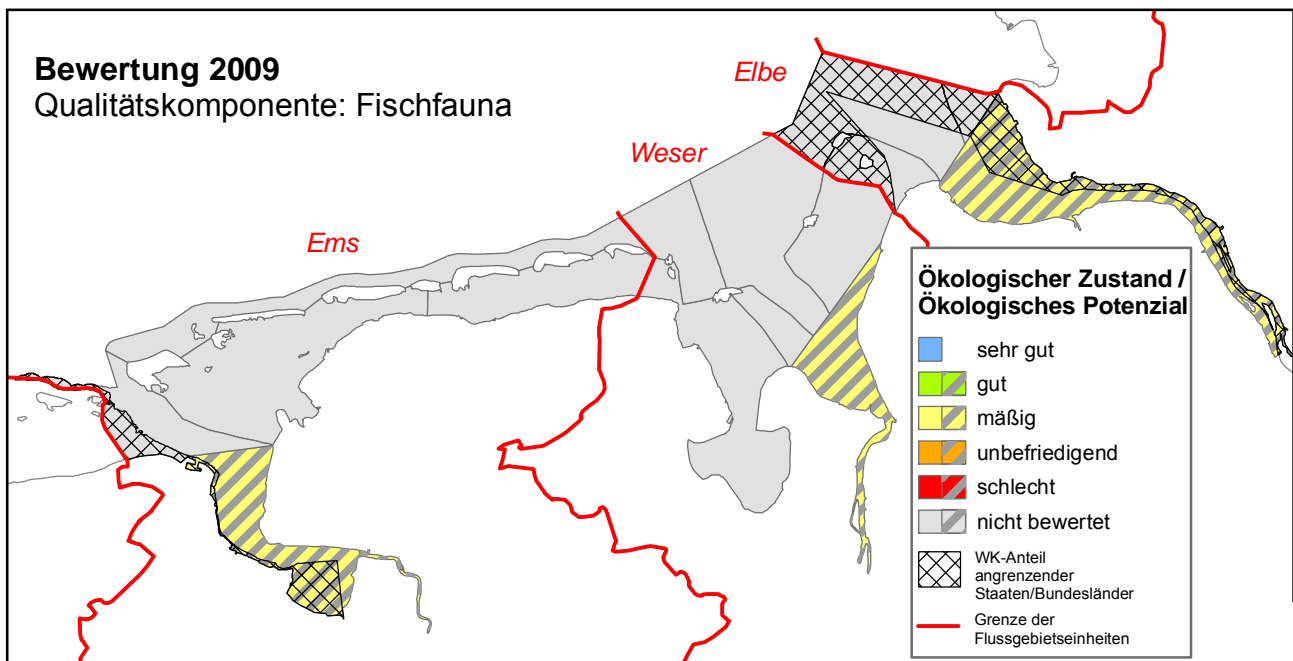


Abb. 5.2: Bewertung des ökologischen Potenzials der niedersächsischen Übergangsgewässer anhand der Qualitätskomponente Fischfauna (Stand: Bewirtschaftungsplan 2009)

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 Wanderrouten 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](http://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](http://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](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](http://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.

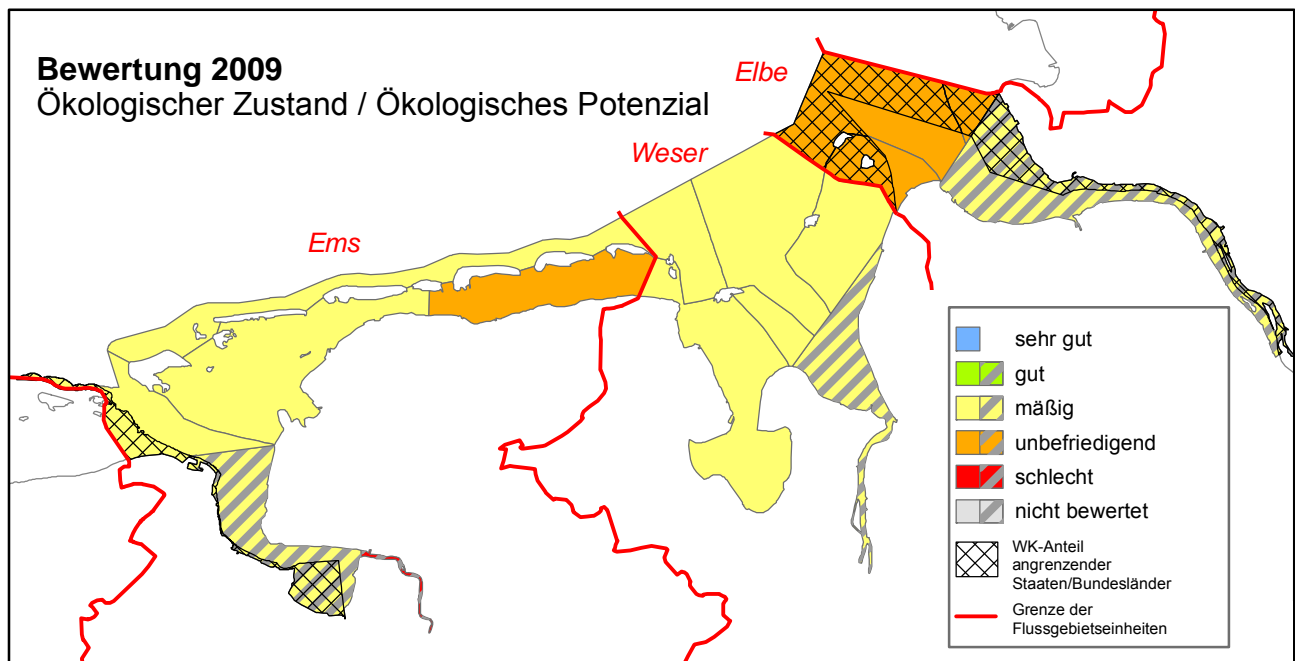


Abb. 6.1: Ökologischer Zustand/ökologisches Potenzial der niedersächsischen Übergangs- und Küstengewässer (Stand: Bewirtschaftungsplan 2009)

Die Bewertung des ökologischen Zustands / Potenzi als 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<sub>M</sub>, Stiller 2005a, 2005b, 2007, 2008) mit ‚unbefriedigend‘ (vgl. Kap. 3.2) beschreibt somit nicht das Gesamtergebnis des ökologischen Potenzi als.

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
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!