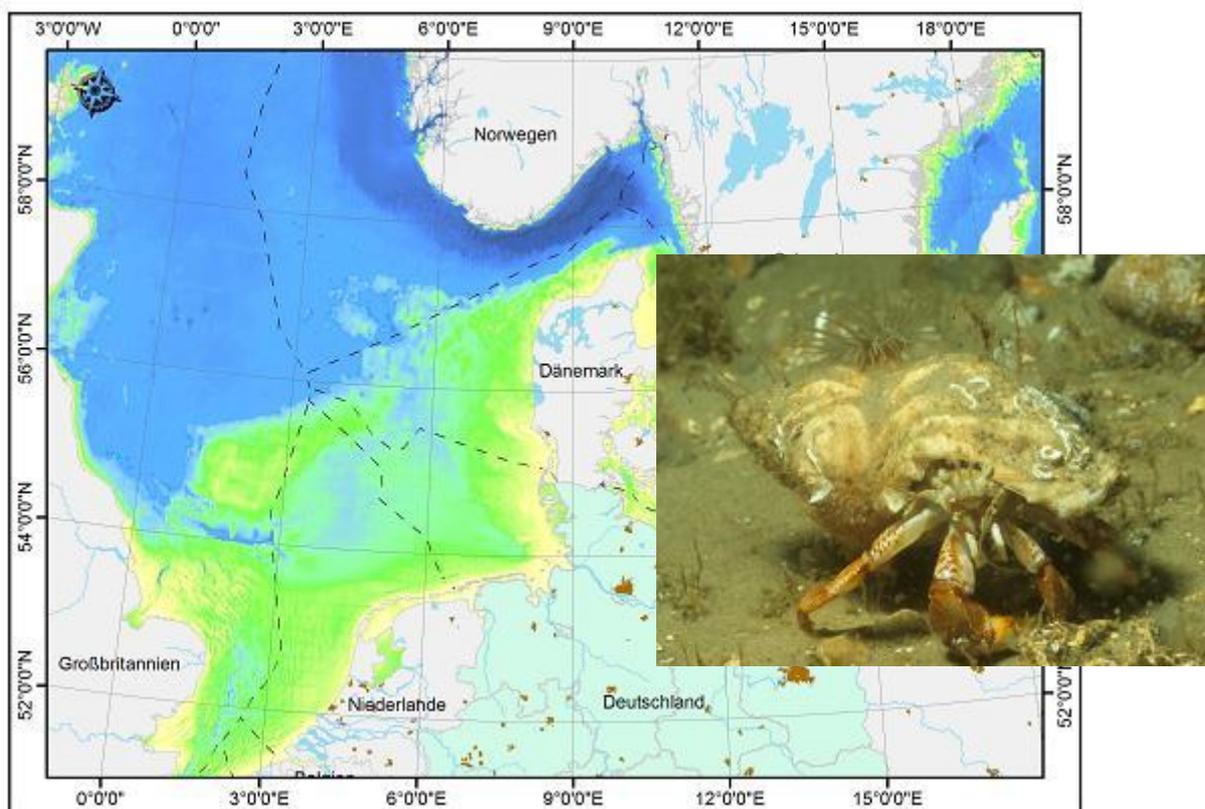


Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie

RICHTLINIE 2008/56/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie)



Anfangsbewertung der deutschen Nordsee

nach Artikel 8 Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie

Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie

RICHTLINIE 2008/56/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie)
Anfangsbewertung der deutschen Nordsee nach Artikel 8 Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie

Verabschiedet vom Bund/Länder-Ausschuss Nord- und Ostsee (BLANO) in seiner 2. Sitzung am 30. Mai 2012.

Stand: 13. Juli 2012.

Der Bericht präsentiert den wissenschaftlichen Stand zum Stichtag 14. Oktober 2011. Anschließende Aktualisierungen beziehen sich auf Stellungnahmen aus der Öffentlichkeitsbeteiligung, auf Änderungen der Gesetzeslage und die Endredaktion.

Titelseite:

Karte: BfN, Hauswirth

Foto: BfN, Krause und Hübner

Impressum

Herausgeber:

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU)

Referat WA I 5

Meeresumweltschutz, Internationales Recht des Schutzes der marinen Gewässer

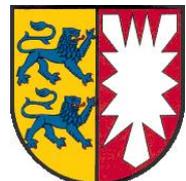
Robert-Schuman-Platz 3

53175 Bonn

V. i. S. d. P. Heike Imhoff, BMU



Die
Bundesregierung



Inhalt

1 ZUSAMMENFASSUNG	4
2 EINLEITUNG	9
2.1 GRUNDLAGEN DER ANFANGSBEWERTUNG	12
2.2 EIGENSCHAFTEN UND MERKMALE	13
3 BEWERTUNG DES ZUSTANDS DER DEUTSCHEN NORDSEE - MERKMALE. 15	
3.1 PHYSIKALISCHE UND CHEMISCHE EIGENSCHAFTEN	15
3.2 BIOTOPTYPEN.....	16
3.3 BIOLOGISCHE MERKMALE	18
3.4 SONSTIGE MERKMALE	25
3.5 QUALITÄTSSICHERUNG	26
4 BEWERTUNG DES ZUSTANDS DER DEUTSCHEN NORDSEE - BELASTUNGEN.....	27
4.1 PHYSISCHER VERLUST	27
4.1.1 <i>Vollständiges Bedecken mit Sediment</i>	27
4.1.2 <i>Versiegelung</i>	28
4.2 PHYSISCHE SCHÄDIGUNG	29
4.2.1 <i>Veränderung der Verschlickung</i>	29
4.2.2 <i>Abschürfung</i>	29
4.2.3 <i>Selektive Entnahme</i>	30
4.3 SONSTIGE PHYSIKALISCHEN STÖRUNGEN	32
4.3.1 <i>Unterwasserlärm</i>	32
4.3.2 <i>Abfälle im Meer</i>	35
4.4 INTERFERENZEN MIT HYDROLOGISCHEN PROZESSEN.....	37
4.4.1 <i>Signifikante Änderungen des Temperaturprofils</i>	37
4.4.2 <i>Signifikante Änderungen des Salinitätsprofils</i>	39
4.5 KONTAMINATION DURCH GEFÄHRLICHE STOFFE	41
4.5.1 <i>Beschreibung der Einträge</i>	41
4.5.2 <i>Schadstoffkonzentrationen im Meer</i>	45
4.5.3 <i>Wirkungen</i>	47
4.5.4 <i>Spezifische Bewertungen aufgrund bestehenden Gemeinschaftsrechts</i>	49
4.6 SYSTEMATISCHE UND/ODER ABSICHTLICHE FREISETZUNG VON STOFFEN.....	51
4.6.1 <i>Feste, flüssige und gasförmige Stoffe</i>	51
4.7 ANREICHERUNG MIT NÄHRSTOFFEN UND ORGANISCHEM MATERIAL.....	52
4.8 BIOLOGISCHE STÖRUNGEN.....	54
4.8.1 <i>Eintrag mikrobieller Pathogene</i>	54
4.8.2 <i>Vorkommen nicht einheimischer Arten</i>	55
4.8.3 <i>Selektive Entnahme von Arten einschließlich anfallender Beifänge</i>	56
4.9 WICHTIGSTE KUMULATIVE UND SYNERGETISCHE WIRKUNGEN.....	58
4.10 BEWERTUNGEN AUFGRUND BESTEHENDEN GEMEINSCHAFTSRECHTS	59

5 WIRTSCHAFTLICHE UND GESELLSCHAFTLICHE ANALYSE	63
5.1 WIRTSCHAFTLICHE UND GESELLSCHAFTLICHE ANALYSE	63
5.2 NUTZUNGSKONKURRENZEN SOWIE RAUMPLANERISCHE ASPEKTE	69
5.3 KOSTEN DER VERSCHLECHTERUNG DER MEERESUMWELT	70
6 SYNTHESE ZUM GESAMTZUSTAND	71
ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	76
LITERATURVERZEICHNIS	79
ABBILDUNGSVERZEICHNIS	91
TABELLENVERZEICHNIS	92
ANLAGE 1	93

1 Zusammenfassung

Die erste Bewertung des Umweltzustands (Anfangsbewertung) der gesamten deutschen Nordsee umfasst die Bewertung der wesentlichen Merkmale und Belastungen sowie eine Analyse sozio-ökonomischer Aspekte. Die Bewertung beruht auf einer Zusammenfassung aller bestehenden geeigneten Analysen und Bewertungen. Jedoch decken die bestehenden Verfahren nicht alle Aspekte der von der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (2008/56/EG, MSRL) geforderten Bewertung der Meeresökosysteme ab. Auf der Grundlage der Arbeiten für die Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG, WRRL), die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG, FFH-RL) und die Vogelschutzrichtlinie (2009/147/EG, VRL) sowie der aktuellen Bewertungen des Übereinkommens zum Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks (OSPAR-Übereinkommen, 1992) und der trilateralen Wattenmeer-Zusammenarbeit (TWSC, 1982/2010) konnten jedoch bereits wesentliche Aspekte der deutschen Nordsee berücksichtigt werden, wenngleich in einzelnen Bereichen noch inhaltliche und räumliche Lücken bestehen.

Aufgrund der inhaltlichen und räumlichen Lücken in den vorliegenden Daten und Bewertungsverfahren und unter Berücksichtigung des Vorsorgeansatzes, erfolgt deshalb in dieser Anfangsbewertung gemäß MSRL die Einschätzung der Zustände der deutschen Nordsee semi-quantitativ und verbal argumentativ.

Merkmale

Vor dem Hintergrund der oben genannten Einschränkungen und unter Berücksichtigung des von der MSRL explizit geforderten Vorsorgeansatzes (Erwägungsgründe 27 und 44 zur MSRL), wurden in dieser Anfangsbewertung die Zustände der wesentlichen Eigenschaften und Merkmale (Anhang III Tabelle 1 MSRL) der deutschen Nordsee wie folgt eingeschätzt:

- **Biotoptypen:** Nicht alle nach FFH-RL geschützten Lebensräume haben den guten Erhaltungszustand erreicht und es muss nach OSPAR, TWSC und den Roten Listen von einer Gefährdung der vorherrschenden und besonderen Biotoptypen ausgegangen werden. Die Wattflächen der deutschen Nordsee befinden sich in einem guten Erhaltungszustand. Es wird angenommen, dass die Biotoptypen einer insgesamt zu hohen Gesamtbelastung ausgesetzt sind. Die Auswirkungen verschiedener anthropogener Nutzungen, unter anderem der grundberührenden Fischerei und der Anreicherung von Nährstoffen, können von den benthischen Lebensgemeinschaften nicht kompensiert werden. Insgesamt sind die Biotoptypen der deutschen Nordsee nicht in einem guten Umweltzustand.
- **Phytoplankton:** Gemäß WRRL wird der ökologische Zustand des Phytoplanktons der Küstengewässer überwiegend als 'mäßig' bis 'unbefriedigend' eingestuft. Im Rahmen der Untersuchungen von OSPAR und der trilateralen Wattenmeer-Zusammenarbeit (TWSC), wird das deutsche Nordseegebiet als „Problemgebiet“ bzw. „potenzielles Problemgebiet“ hinsichtlich Eutrophierung bewertet. Die Anreicherung von Nährstoffen, Einleitung von anorganischen und organischen Schadstoffen, biologische Störungen und die Auswirkungen der Klimaänderungen stellen die

Hauptbelastungen für das Phytoplankton dar. Insgesamt ist das Phytoplankton der deutschen Nordsee nicht in einem guten Umweltzustand.

- **Zooplankton:** Die Anreicherung von Nährstoffen, die Einleitung von anorganischen und organischen Schadstoffen, biologische Störungen und die Auswirkungen der Klimaänderungen stellen die Hauptbelastungen für das Zooplankton dar. Das Zooplankton der deutschen Nordsee kann nicht bewertet werden, da wissenschaftlich validierte Bewertungsverfahren fehlen.
- **Makrophyten:** Gemäß WRRL wird der ökologische Zustand der Makrophyten der Küstengewässer überwiegend als 'mäßig' bis 'unbefriedigend' eingestuft. Die TWSC stellt fest, dass Seegraswiesen nicht ihre natürliche Ausdehnung erreichen. Die Anreicherung von Nährstoffen stellt die Hauptbelastung für die Makrophyten dar. Insgesamt sind die Makrophyten der deutschen Nordsee nicht in einem guten Umweltzustand.
- **Makrozoobenthos:** Gemäß WRRL wird der ökologische Zustand des Makrozoobenthos der Küstengewässer überwiegend als 'mäßig' eingestuft. Die TWSC bewertet kein Makrozoobenthos. OSPAR berücksichtigt Makrozoobenthos als einen Parameter in der Eutrophierungsbewertung, aber die Datenlage ist gegenwärtig noch nicht hinreichend um eine Aussage zu treffen. Die aktuelle Rote Liste (Rachor et al., im Druck) listet von 1241 analysierten MZB-Arten 15,7% als gefährdet oder verschollen. Bei gut einem Drittel aller vorkommenden Arten sind die Daten unzureichend, so dass deren Gefährdung nicht beurteilt werden kann. Die Veränderungen lassen sich nur schwer direkt einzelnen Belastungen zuordnen. Die Anreicherung von Nährstoffen und die grundberührende Fischerei stellen die Hauptbelastungen für das Makrozoobenthos dar. Insgesamt ist das Makrozoobenthos der deutschen Nordsee nicht in einem guten Umweltzustand.
- **Fische:** Die aktuellen Bewertungen gemäß FFH-RL, OSPAR und des Internationalen Rats für Meeresforschung (ICES) ergeben für viele Arten ungünstige bis schlechte Zustände. Die aktuelle Rote Liste der gefährdeten Fisch- und Rundmäulerarten Deutschlands listet in der deutschen Nordsee 31 von 109 betrachteten Arten. Auf der Roten Liste nach OSPAR stehen 19 Arten, die auch in Deutschland vorkommen. Zusätzlich kann davon ausgegangen werden, dass die Alters- und Größenstruktur einiger befischter Bestände nicht dem guten Umweltzustand entsprechen. Für die Entwicklungen der Fischbestände sowie der Artverbreitung und -zusammensetzung stellen die Auswirkungen der Fischerei und der Klimaänderungen sowie die Anreicherung von Nährstoffen die Hauptbelastungen dar. Insgesamt sind die Fische der deutschen Nordsee nicht in einem guten Umweltzustand.
- **Marine Säugetiere:** Die aktuelle Bewertung der Seehunde und Kegelrobben nach OSPAR ist 'gut', die der Schweinswale 'mäßig'. Die Erhaltungsziele nach TWSC gelten für den Seehund als erfüllt. Die Bewertung nach FFH-RL kommt zu einem insgesamt 'günstigen' Erhaltungszustand für Seehunde und einem 'ungünstig - unzureichenden' Zustand der Schweinswale und Kegelrobben. Zudem werden die marinen Säugetiere in den deutschen Roten Listen als gefährdet eingestuft. Für die Bestände und die Verbreitung von Säugetieren

stellen die Fischerei, die Einleitung von anorganischen und organischen Schadstoffen und Unterwasserschall die Hauptbelastungen dar. Insgesamt sind die marinen Säugetiere der deutschen Nordsee nicht in einem guten Umweltzustand, entwickeln sich aber positiv.

- **Seevögel:** Es existiert kein einheitliches Verfahren zur Bewertung des Zustands der Seevögel. Seevögel werden allerdings im Küstenbereich seit langem intensiv erfasst. Nach TWSC wird der Zustand der Seevögel überwiegend als 'schlecht' eingestuft. Für das Vorkommen und die Artenzusammensetzung der Seevögel stellen Fischerei, Schiffsverkehr, Müll und Jagd die Hauptbelastungen dar. Die vorliegenden Untersuchungsergebnisse zeigen für eine Reihe von ökologisch sensiblen Arten keinen guten Zustand auf. Insgesamt sind die Seevögel der deutschen Nordsee nicht in einem guten Umweltzustand.
- **Nicht einheimischen Arten und mikrobiellen Pathogene:** Die nicht einheimischen Arten und mikrobiellen Pathogene der gesamten deutschen Nordsee können derzeit noch nicht bewertet werden, da wissenschaftlich validierte Bewertungsverfahren fehlen.

Belastungen

Auf die deutsche Nordsee und ihre biologischen, chemischen und physikalischen Merkmale wirken sich eine Vielzahl von Belastungen aus, die durch menschliche Aktivitäten (Anhang III Tabelle 2 MSRL) verursacht werden.

Für die folgenden drei Belastungen werden im Rahmen von Zulassungs- und Genehmigungsverfahren Bewertungen auf Vorhabenebene vorgenommen. Dies soll erhebliche Auswirkungen vermeiden und Belastungen minimieren.

- **Physische Verluste und physische Schädigungen:** Die Bewertung der Auswirkungen auf das Ökosystem der deutschen Nordsee aufgrund von physischen Verlusten und physischen Schädigungen ist noch nicht möglich.
- **Physikalische Störungen:** Dies gilt auch für die Bewertung der Auswirkungen aufgrund von physikalischen Störungen. Unterwasserlärm und Abfälle werden jedoch nach OSPAR als wichtige und wachsende Belastungsfaktoren eingeschätzt.
- **Interferenzen mit hydrologischen Prozessen:** Ebenso können hydrologische Auswirkungen von anthropogenen Vorhaben in der deutschen Nordsee ohne entsprechende Untersuchungen nicht bewertet werden. Für Einzelvorhaben wird jedoch eine räumlich begrenzte Wirkung angenommen. Räumlich / zeitlich kumulative Wirkungen der Summe an Einzelvorhaben müssen zukünftig konkret in die Untersuchungen einbezogen werden.
- **Kontamination durch gefährliche Stoffe:** Die Kontamination durch gefährliche Stoffe in der deutschen Nordsee ist weiterhin zu hoch und zeigt Auswirkungen auf das Ökosystem. Durch Akkumulation kommt es insbesondere auf den höheren Stufen der Nahrungsnetze zu Auswirkungen.

OSPAR stellt fest, dass die Konzentrationen ausgewählter Schadstoffe in Sedimenten und Organismen an vielen der bemessenen Monitoringstationen der Nordsee ‚nicht akzeptabel‘ sind, d.h. ökotoxikologische Grenzwerte überschreiten und biologische Effekte nicht auszuschließen sind. Die Küstengewässer sind gemäß WRRL-Bewertung überwiegend in einem guten chemischen Zustand, was die Messungen in der Wasserphase anbelangt. Allerdings liegen die Schadstoffkonzentrationen in der Wasserphase oft unterhalb der Nachweisgrenze und die WRRL Umweltqualitätsnorm für Quecksilber in Organismen kam nicht zur Anwendung. Für eine Bewertung mariner Sedimente und Organismen sind bestehende Umweltqualitätsnormen zu verbessern oder neu zu entwickeln.

- **Systematische und/oder absichtliche Freisetzung von Stoffen:** Eine separate Bewertung der Auswirkungen von systematischen und/oder absichtlichen Freisetzungen von Stoffen auf das Ökosystem der deutschen Nordsee erfolgt an dieser Stelle nicht, sondern wird zusammen mit der Bewertung der Auswirkungen von Nährstoffen und gefährlichen Stoffen vorgenommen.
- **Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material:** Die Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material in der deutschen Nordsee ist weiterhin zu hoch und hat erhebliche Auswirkungen auf das Meeresökosystem. Diese äußern sich in direkten (toxische und störende Algenblüten, verringerte Sichttiefe, eingeschränkte Tiefenverbreitung der Makrophyten) und indirekten (Sauerstoffmangel, Beeinträchtigung des Zoobenthos) Eutrophierungseffekten. OSPAR und TWSC bewerten das gesamte deutsche Nordseegebiet bzw. das Wattenmeer als „Problemgebiet“ bzw. „potenzielles Problemgebiet“ hinsichtlich Eutrophierung. Das Verfehlen des guten ökologischen Zustands der Küstengewässer gemäß WRRL begründet sich überwiegend auf Eutrophierungseffekten.
- **Biologischen Störungen:** Die biologischen Störungen in der deutschen Nordsee sind weiterhin zu hoch und haben erhebliche Auswirkungen auf das Ökosystem. Unter biologischen Störungen werden im vorliegenden Bericht u.a. alle von der Fischerei verursachten Auswirkungen auf Arten und Biotope, einschließlich deren abiotischer Strukturen gefasst. Die aktuell praktizierten grundberührenden Fischereien führen zu negativen Auswirkungen auf Zielarten, Nichtzielarten und benthische Lebensgemeinschaften. OSPAR bemängelt neben der Überfischung auch Bewertungsdefizite bei den weiteren Auswirkungen der Fischerei. Danach sind der Beifang und der Rückwurf (Discard) in einigen Fischereien weiterhin zu hoch. Der Eintrag mikrobieller Pathogene gefährdet nicht die gute Qualität der Badegewässer. Die Belastungen durch nicht einheimische Arten werden nicht bewertet, OSPAR betrachtet ihre Einbringung jedoch als Risiko.
- **Kumulative und synergetische Wirkungen:** Die Auswirkungen auf das Ökosystem der deutschen Nordsee aufgrund von kumulativen und synergetischen Wirkungen können nicht bewertet werden. Für eine Reihe von menschlichen Eingriffen, z.B. im Rahmen von Zulassungsverfahren, wird diese Fragestellung berücksichtigt.

Die deutsche Nordsee wird intensiv genutzt. Direkte Nutzungsformen wie Schifffahrt, Energie- und Rohstoffgewinnung, Fischerei und Tourismus haben eine hohe wirtschaftliche und gesellschaftliche Bedeutung. Aber auch die Nutzung als Senke für Ableitungen aus Landwirtschaft, Industrie und Kommunen ist eng mit sozialen und wirtschaftlichen Aspekten verbunden. Zusammen mit der militärischen und wissenschaftlichen Nutzung kommt es zum Teil zu Konkurrenzen der Nutzungsformen untereinander, aber auch mit Gewässerschutzzielen und naturschutzfachlichen Schutzbemühungen für die marinen Ökosysteme.

Die beträchtlichen gesellschaftlichen Interessen an der wirtschaftlichen Nutzung der Nordsee lassen sich monetär analysieren. Demgegenüber können die Ökosystemdienstleistungen der Nordsee derzeit noch nicht quantifiziert werden.

In Zukunft ist von einer wachsenden Beanspruchung der Meeresumwelt auszugehen. Daher geht es darum den guten Umweltzustand als umweltpolitisches Ziel und unter Berücksichtigung des Ökosystemansatzes und des Vorsorgeprinzips klar zu definieren, zu erreichen und zu erhalten. So sollen durch entsprechende Umsetzungsmaßnahmen eine nutzungsbedingte Verschlechterung des Zustands der Nordsee vermieden bzw. der gute Umweltzustand erreicht und nachhaltige Nutzung ermöglicht werden. Die Kosten der Verschlechterung (= Differenz zwischen dem guten Umweltzustand und dem gegenwärtigen Zustand) können mangels Daten nicht quantifiziert werden.

Für zukünftige Entscheidungen über Maßnahmen zum Erreichen des guten Umweltzustands sind die ökologischen Folgen und die damit verbundenen Kosten, die durch die Belastung der Meeresumwelt entstehen, stärker zu berücksichtigen.

Nach WRRL wird der ökologische Zustand der bewerteten Küstenwasserkörper als 'mäßig' bis 'schlecht' eingestuft. Einige der FFH-RL unterliegenden Arten und Lebensraumtypen haben bereits einen 'günstigen' Erhaltungszustand. Allerdings sind auch immer noch einige in einem 'ungünstig - unzureichenden' oder 'ungünstig - schlechten' Erhaltungszustand. Das Ziel, dass alle Arten und Lebensraumtypen in einem günstigen Erhaltungszustand sind, ist daher nicht erreicht. OSPAR und TWSC benennen die Eutrophierung und die zu hohen Schadstoffgehalte als weiterhin bestehendes Problem für die Nordsee. Zudem werden Müll, die Auswirkungen der Fischerei sowie die Zunahme nicht einheimischer Arten als grundlegende Belastungen betrachtet.

→ Da im Rahmen der vorliegenden Bewertungen nach Gemeinschaftsrecht, OSPAR und TWSC die Merkmale und Belastungen des Ökosystems Nordsee nicht im Bereich eines guten Zustands liegen, **erreicht die deutsche Nordsee den guten Umweltzustand nicht.**

2 Einleitung

Die Richtlinie 2008/56/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Juni 2008 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie¹, MSRL) soll die umweltpolitische Säule der integrierten europäischen Meerespolitik sein. Ihre obersten Ziele sind die Bewahrung der biologischen Vielfalt und die Bereitstellung vielfältiger und dynamischer Ozeane und Meere, die sauber, gesund und produktiv sind (vgl. Erwägungsgrund 3 zur MSRL). Im Ergebnis soll mittels einer wissenschaftsbasierten und kooperativen Umsetzung der Richtlinie die Balance zwischen der menschlichen Ressourcen-Nutzung und dem ökologischen Gleichgewicht erreicht werden. Die MSRL schafft damit einen Ordnungsrahmen zur Durchführung von Maßnahmen, die dem Erhalt bzw. der Schaffung des guten Zustands der Meeresumwelt in den Meeresgewässern der EU-Mitgliedstaaten bis 2020 dienen.

Obwohl die wissenschaftlichen Kenntnisse über den tatsächlichen Artenreichtum und die ökologischen Zusammenhänge im Meer noch immer sehr lückenhaft sind, wurden seit den 1970er Jahren in Folge der sichtbar gewordenen Schäden aufgrund der anthropogenen Belastungen und Nutzungen der Meere internationale Übereinkommen zum Schutz der Meeresnatur und -umwelt geschlossen. Diese Übereinkommen werden bei der Umsetzung der MSRL berücksichtigt und eingebunden.

Für den hier vorgelegten Bericht zum aktuellen Zustand der Nordsee waren insbesondere die im Rahmen der 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 (Wasserrahmenrichtlinie; WRRL) und ihrer Tochter, der Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik [...] (UQN-RL), der Richtlinie 2009/147/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. November 2009 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten (VRL), der Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (FFH-RL), der Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (Nitratrichtlinie) und der Richtlinie 91/271/EWG des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser (Kommunalabwasserrichtlinie) erhobenen Monitoringdaten und deren Ergebnisse und Bewertungen sowie die Bestimmungen des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG, 2010) maßgebend. Darüber hinaus wurden die nationalen Berichtspflichten im Rahmen des Übereinkommens zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch Schiffe in der Fassung des Protokolls von 1978 (MARPOL 73/78), des Übereinkommens zum Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks (OSPAR-Übereinkommen; Paris, 1992), der trilateralen Wattenmeer-Zusammenarbeit (Trilateral Wadden Sea Cooperation (TWSC; 1982/2010)), des Übereinkommens über die Biologische Vielfalt (CBD; Rio de Janeiro 1992), des Protokolls zum Übereinkommen über die Verhütung der

¹ In nationales Recht umgesetzt durch das „Gesetz zur Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie sowie zur Änderung des Bundeswasserstraßengesetzes und des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes“ vom 06.10.2011, BGBl I Nr. 51, 1986.

Meeresverschmutzung durch das Einbringen von Abfällen und anderen Stoffen von 1972 (London Protokoll, 1996), des Übereinkommens zur Erhaltung der wandernden wildlebenden Tierarten (Bonner-Übereinkommen, 1979) und des, im Rahmen des Bonner-Übereinkommens 1992 geschlossenen, Abkommens zur Erhaltung der Kleinwale in der Nord- und Ostsee (ASCOBANS, 1992) hinzugezogen.

Dieser Bericht wurde in Zusammenarbeit mit den zuständigen Fachbehörden des Bundes sowie der Länder Schleswig-Holstein, Niedersachsen und Hamburg erstellt.

Die zusammenfassende Beschreibung des aktuellen Zustands der Nord- und Ostsee im Sinne der MSRL stellt den derzeitigen Wissensstand dar, der als Ausgangspunkt für weitere Untersuchungen und in der Folge für konkrete Maßnahmen dient, um die Ziele der MSRL zu erreichen. Seit einigen Jahrzehnten laufen national und international Überwachungsprogramme zur Erhebung von Daten, die in Umweltzustandsberichte eingehen. Diese Überwachungsprogramme werden laufend an neueste Erkenntnisse und Methoden angepasst und bilden die Basis für die Bewertungen im Rahmen verschiedener nationaler und internationaler Berichtspflichten. Die hieraus gezogenen Schlüsse stellen unter Berücksichtigung des Vorsorgeprinzips (Erwägungsgrund 44 zur MSRL) die nach heutigem Stand bestmögliche Beschreibung des Umweltzustands dar. Wo die Datenlage noch nicht ausreichend ist, um fundierte Maßnahmenprogramme aufstellen zu können, müssen entsprechende Grundlagen durch wissenschaftliche Projekte und/oder die Erhebung weiterer Daten geschaffen werden.

Aufgrund der Datenlage, des engen Zeitplans der MSRL-Umsetzung und des Umstands, dass für viele Aspekte noch Anpassungs- und Forschungsbedarf besteht, bleiben bei der Anfangsbewertung, der Beschreibung des guten Umweltzustands und bei der Festlegung von Umweltzielen Lücken. Diese beziehen sich gleichermaßen auf die fachliche wie die räumliche Abdeckung der Anforderungen der MSRL. Vielfach ist auf Bestehendes und auf qualitative Beschreibungen zurückgegriffen worden. Detaillierte Lückenanalysen waren im vorgegebenen Zeitrahmen nicht machbar. Bestehende Lücken können nur sukzessive bis zum Beginn des zweiten Berichtszyklus in 2018 gefüllt werden. Es wird angestrebt, auf dem Weg hin zu den Monitoringprogrammen in 2014 und den Maßnahmenprogrammen in 2015 detaillierte Lückenanalysen, Konkretisierungen von Indikatoren und Quantifizierungen von Referenz- und Schwellenwerten sowie von Umweltzielen vorzunehmen und sonstige offene Aspekte wie z.B. zu Bewertungsverfahren zu bearbeiten, um den Anforderungen der MSRL ab dem nächsten Berichtszyklus zunehmend gerecht zu werden. Arbeiten hierzu laufen national, auf EU-Ebene und im Rahmen der regionalen Meeresübereinkommen.

Artikel 5(2) MSRL fordert, dass Mitgliedstaaten innerhalb einer Meeresregion zusammenarbeiten um sicherzustellen, dass die zur Erreichung der Ziele der Richtlinie erforderlichen Maßnahmen, insbesondere die verschiedenen Bestandteile der Meeresstrategien nach Artikel 5 MSRL kohärent sind und koordiniert werden. Deutschland arbeitete i.S.v. Artikel 6 MSRL bei der Vorbereitung der Anfangsbewertung, der Beschreibung des guten Umweltzustands und der Festlegung von Umweltzielen im Rahmen der OSPAR- und HELCOM-Übereinkommen sowie der Trilateralen Wattenmeerzusammenarbeit mit den Anrainerstaaten der Nord- und Ostsee zusammen und führte zudem bilaterale Abstimmungen mit den angrenzenden Nachbarstaaten durch. Die regionale Zusammenarbeit zur Erleichterung einer kohärenten Umsetzung der MSRL wird fortgesetzt.

Lesehilfe: Der Begriff „signifikant“ wird in den Berichten teilweise im statistischen Sinne und teilweise im nicht-statistischen Sinne verwandt. Tatsächlich findet der Begriff „signifikant“ unterschiedlichen Gebrauch in verschiedenen Gesetzestexten, auch in der deutschen Fassung der MSRL. Eine sprachliche Vereinheitlichung ist daher nicht möglich.

2.1 Grundlagen der Anfangsbewertung

Der vorliegende Bericht nach Artikel 8 der MSRL (Bewertung) fasst den aktuellen Zustand der deutschen Nordseegewässer (Ist-Zustand) im Rahmen einer Anfangsbewertung zusammen. Hierbei werden die nach Artikel 3(1) MSRL definierten deutschen „Meeresgewässer“, also *„die Gewässer, der Meeresgrund und der Meeresuntergrund seewärts der Basislinie, ab der die Ausdehnung der Territorialgewässer ermittelt wird, bis zur äußersten Reichweite des Gebiets, in dem [Deutschland] [...] gemäß dem Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen Hoheitsbefugnisse hat und/oder ausübt [...] und Küstengewässer im Sinne der Richtlinie 2000/60/EG, ihr Meeresgrund und ihr Untergrund, sofern bestimmte Aspekte des Umweltzustands der Meeresumwelt nicht bereits durch die genannte Richtlinie oder andere Rechtsvorschriften der Gemeinschaft abgedeckt sind“* berücksichtigt.

Gemäß den Vorgaben von Artikel 8 MSRL ist der Bericht in drei Teile gegliedert:

- (1) eine Analyse der wesentlichen physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften und Merkmale der deutschen Nordsee unter Berücksichtigung der nicht abschließenden Auflistung der Merkmale in Anhang III Tabelle 1 der MSRL,
- (2) eine Analyse der wichtigsten Belastungen und Wirkungen, einschließlich des menschlichen Handelns, sowie der kumulativen und synergetischen Effekte auf das Ökosystem der deutschen Nordsee und seiner Komponenten anhand von Anhang III Tabelle 2 der MSRL,
- (3) eine wirtschaftliche und gesellschaftliche Analyse der aktuellen Nutzungen der deutschen Nordsee und der Kosten einer Verschlechterung der Meeresumwelt.

Diese erste Gesamtbewertung der deutschen Nordsee im Rahmen der MSRL fasst die Ergebnisse aller bereits bestehenden nationalen Überwachungsprogramme der Meeresumwelt (Monitoringprogramme) zusammen. Wichtige Ergänzungen dazu sind die Ergebnisse einzelner Forschungsprojekte sowie die im Rahmen der Raumordnungsverfahren im Küstenmeer und in der ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) zusammengestellten Analysen der Meeresnatur und -umwelt. Da die bestehenden Monitoringprogramme nicht auf die Anforderungen der MSRL ausgelegt sind, konnten noch nicht alle für die nationalen Meeresgewässer geforderten und relevanten Bewertungen der Eigenschaften und Merkmale sowie der anthropogenen Belastungen (MSRL, Anhang III, Tabellen 1 und 2) vollständig durchgeführt werden. Dies betrifft insbesondere die geforderte räumliche Abdeckung und die fehlende Bewertung einzelner Kriterien und Indikatoren des EU-Kommissionsbeschlusses (2010/477/EU) aufgrund fehlender Daten und Bewertungsverfahren. Trotz der vielfältigen und umfangreichen Ergebnisse, die für die Anfangsbewertung zusammengestellt wurden, fehlen somit für eine Bewertung im Sinne der MSRL immer noch wesentliche Kenntnisse über biologische Merkmale und Belastungen der deutschen Nordsee.

Diese erste Bewertung der deutschen Nordsee ist deshalb auf bestimmte physikalische, chemische und biologische Einzelparameter beschränkt und deckt auch räumlich nicht alle Bereiche der deutschen Nordsee ab.

Zudem ist eine 1:1-Übertragung der Bewertungen in der Regel nicht möglich, da die einzelnen Bewertungen auf unterschiedlichen räumlichen Abgrenzungen basieren. Beispielsweise beziehen sich Aussagen, die auf dem OSPAR Quality Status Report (QSR) 2010 basieren, meist auf die Nordsee insgesamt. Informationen nach der FFH-Richtlinie beziehen sich hingegen auf eine Art oder einen Lebensraumtyp in den deutschen Gewässern.

Ausführlichere Beschreibungen der einzelnen Merkmale und Belastungen der deutschen Nordsee sowie weitere Details zu einzelnen Bewertungen werden in einem derzeit in Vorbereitung befindlichen Hintergrunddokument gegeben. Dieses Dokument ist als Lese- und Interpretationshilfe der Anfangsbewertung zu verstehen und wird sobald möglich zur Verfügung gestellt.

Alle EU-Mitgliedsstaaten sind gemäß MSRL verpflichtet, in sechs Jahren (2018) den Zustand ihrer Meeresgewässer erneut zu bewerten. Bis dahin sollten für alle relevanten von der MSRL geforderten Ökosystem- und Belastungskomponenten Bewertungssysteme auf der Basis von Messdaten entwickelt worden sein.

2.2 Eigenschaften und Merkmale

Die Nordsee ist ein Neben- und Schelfmeer des Nordostatlantiks (Abbildung 2.1). Im Meeresgebiet des OSPAR-Übereinkommens gehört der deutsche Teil der Nordsee zur Region II „Greater North Sea“. Diese umfasst eine Fläche von ca. 580.000 km² zwischen 48-62°N und 5°W-12°E (OSPAR, 2000; Jensen und Müller-Navarra, 2008; OSPAR, 2010). Die „Greater North Sea“ wird auf drei Seiten durch Land begrenzt: im Westen durch Großbritannien, im Süden durch das mitteleuropäische Festland und im Osten durch die Jütländische Halbinsel, Schweden und Norwegen. Sie hat eine mittlere Tiefe von etwa 80 m, erreicht aber im Bereich der Norwegischen Rinne auch Tiefen über 700 m. Der Zufluss von salzhaltigem Wasser in die Nordsee erfolgt vornehmlich über die nördliche Öffnung zum östlichen Nordatlantik und zu einem geringeren Teil über den flachen Englischen Kanal und die enge Straße von Dover im Südwesten. Die Zuflüsse über diese beiden Verbindungen bestimmen, neben den atmosphärischen Randbedingungen und Flusswassereinträgen, die Temperatur und den Salzgehalt und somit den physikalischen Zustand der Nordsee (Jensen und Müller-Navarra, 2008). Der Wasserabfluss verläuft in nördliche Richtung entlang der norwegischen Küste zurück in den Nordatlantik.

Der deutsche Teil der Nordsee (ohne Übergangsgewässer 40.400 km²) grenzt an die Küstenländer Niedersachsen, Hamburg und Schleswig-Holstein. Die Summe der Flächen der WRRL-Wasserkörper der deutschen Küstengewässer und des Küstenmeers beträgt 11.850 km². In das deutsche Küstenmeer, mit einer Größe von 12.750 km², münden die Flüsse Elbe, Weser, Ems und Eider. Seewärts grenzt das Küstenmeer (12-Seemeilen-Zone) an die deutsche ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ), die bis zur Doggerbank in der zentralen Nordsee reicht und eine Fläche von 28.550 km² umfasst (BSH, 2009). Die deutsche AWZ der Nordsee wird durch die ausschließlichen Wirtschaftszonen des Königreichs Dänemark, des Königreichs der Niederlande sowie im äußersten Nordwesten durch das vom Vereinigten Königreich Großbritannien und Nordirland genutzte Seegebiet begrenzt.

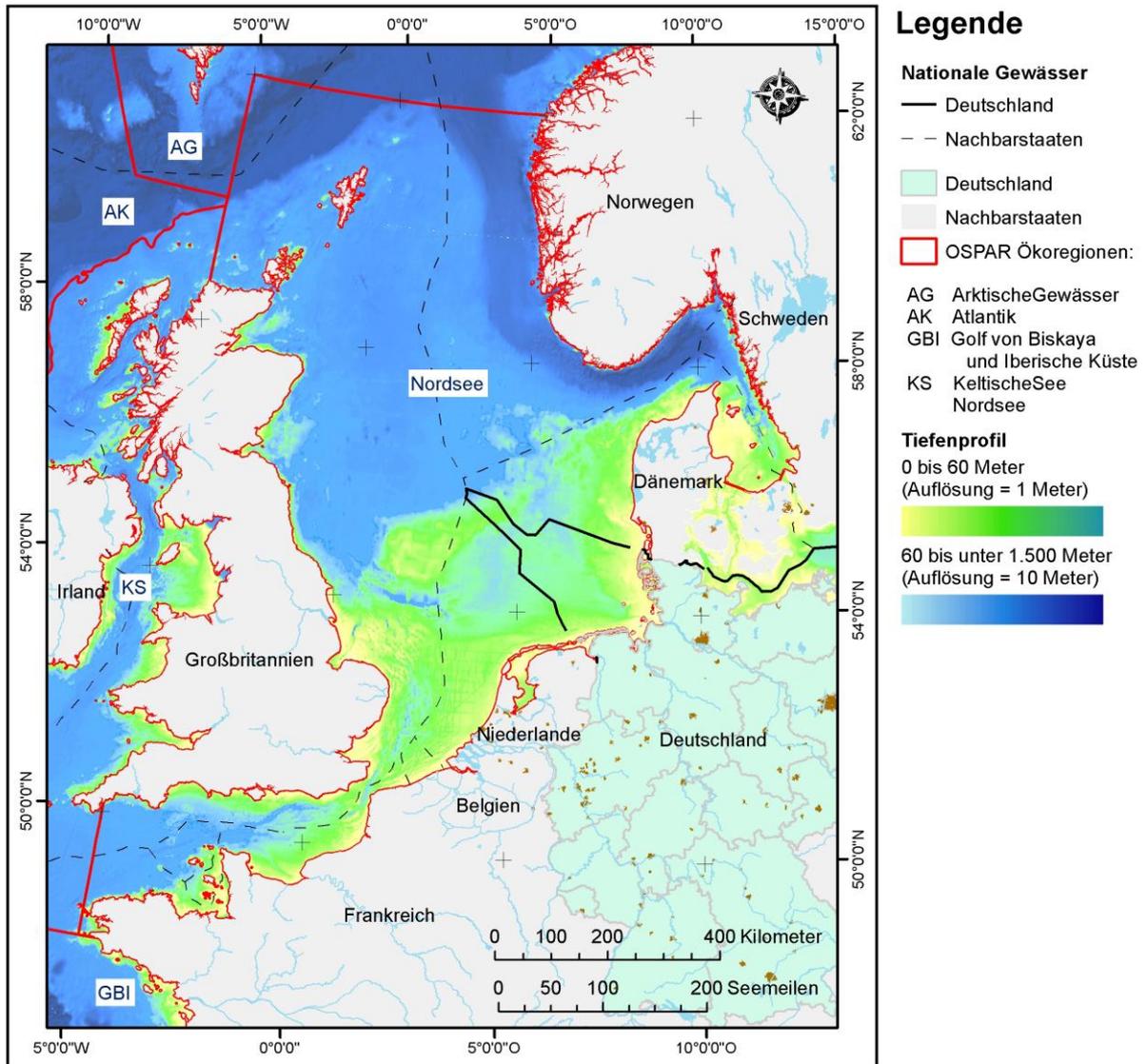


Abb. 2.1: Grenzen und Wassertiefen in der Nordsee.

Obwohl die deutsche AWZ im Gegensatz zum Küstenmeer nicht zum Hoheitsgebiet gehört, stehen Deutschland nach dem Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen (SRÜ, 1982) zum Zweck der Erforschung und Ausbeutung, der Erhaltung und Bewirtschaftung der lebenden und nichtlebenden natürlichen Ressourcen der Gewässer über dem Meeresboden, des Meeresbodens und seines Untergrunds sowie hinsichtlich anderer Tätigkeiten zur wirtschaftlichen Erforschung und Ausbeutung der Zone, wie der Energieerzeugung aus Wasser, Strömung und Wind, souveräne Rechte zu. Darüber hinaus hat Deutschland nach dem SRÜ in der AWZ Hoheitsbefugnisse in Bezug auf (1) die Errichtung und Nutzung von künstlichen Inseln, Anlagen und Bauwerken, (2) die wissenschaftliche Meeresforschung und (3) den Schutz und die Bewahrung der Meeresumwelt.

3 Bewertung des Zustands der deutschen Nordsee - Merkmale

Meeresökosysteme können anhand ihrer physikalischen, chemischen und biologischen Merkmale des Freiwassers (Pelagial) und des Meeresbodens (Benthal) charakterisiert werden. Die Eigenschaften der Merkmale ändern sich sowohl natürlicherweise, beispielsweise mit dem Wechsel der Jahreszeiten, als auch aufgrund der Auswirkungen von Nutzungen durch den Menschen. Veränderungen eines einzelnen Merkmals bewirken dabei unterschiedlich starke direkte und indirekte Effekte auf die anderen Komponenten des Ökosystems.

Die anthropogen verursachten Veränderungen von Merkmalen und des Systems sollen durch die gemäß MSRL zu entwickelnden Maßnahmen so reguliert werden, dass ein guter Zustand der Meeresumwelt erreicht oder bewahrt und die Nutzung von Ökosystem-Dienstleistungen des Meeres heute und durch künftige Generationen ermöglicht wird.

Den Maßnahmen geht eine Bewertung des Zustands des Meeresökosystems voraus, in der die Wirkungen menschlicher Nutzungen auf das Ökosystem und seine einzelnen Komponenten analysiert werden. Da Meeresökosysteme aufgrund ihrer Größe und Komplexität nicht im Ganzen beschrieben werden können, gibt die MSRL einzelne wesentliche Merkmale im Anhang III Tabelle 1 für die Bewertung vor. Diese ausgewählten abiotischen und biotischen Charakteristika werden in diesem Kapitel für die deutsche Nordsee beschrieben.

Im Unterschied zu diesen oftmals auf Populationsebene durchgeführten Bewertungen der Ökosystemkomponenten, basieren die im nächsten Kapitel dargestellten Bewertungen der wesentlichen Belastungen und Wirkungen (Anhang III Tabelle 2 MSRL) auf bestehenden Schwellenwerten oder auf Belastungsbewertungen einzelner Arten oder Individuen. Insofern kann es in beiden Kapiteln zwar zu Redundanzen kommen, die jeweiligen Bewertungen erfolgten jedoch gemäß den unterschiedlichen Anforderungen der MSRL.

3.1 Physikalische und chemische Eigenschaften

Die südliche Nordsee erstreckt sich mit einem strukturarmen Bodenrelief bis auf 50 m Wassertiefe am Fuß des von Südwest nach Nordost verlaufenden Doggerbank-Fischerbank-Rückens.

Der Salzgehalt des Wassers nimmt von den durch Ästuare geprägten Küsten zur zentralen Nordsee hin auf Werte über 35² zu.

Die Wassermassen in der Nordsee werden durch Impulse insbesondere an den nördlichen Zugängen zum Atlantik zum Mitschwingen angeregt. Durch die Überlagerung dieser Schwingungen entstehen insgesamt drei Drehtidensysteme. Die für die Tide in der Deutschen Bucht maßgebliche Drehtide hat ihre Amphidromie nordwestlich von Helgoland etwa auf der Höhe von Esbjerg. Die Tidewelle durchläuft

² Der Salzgehalt wird standardgemäß ohne Einheit angegeben („35“ entspricht 35 Gramm Salz pro Kilogramm Wasser).

dabei das Gebiet der Deutschen Bucht entgegen dem Uhrzeigersinn, entlang der Ostfriesischen Inseln von West nach Ost und entlang der Nordfriesischen Inseln von Süd nach Nord. Aufgrund dieser Randbedingungen und die Überlagerung von Wind und Druckfeldern ergeben sich Wasserstandsänderungen (vertikale Tide) und Strömungen (horizontale Tide) und werden Wasseraustauschprozesse generiert. In der Deutschen Bucht entsteht dabei eine entgegen dem Uhrzeigersinn laufende Restströmung.

Der Seegang in der inneren Deutschen Bucht weist Maxima bei Wind aus nordwestlichen Richtungen auf (Kaiser et al., 2009). Die höchsten gemessenen signifikanten Wellenhöhen in der Deutschen Bucht betragen ca. 10 m. Daraus resultieren Schätzungen, dass die maximalen Wellenhöhen bis zu 20 m betragen können. Die Wellenhöhen nehmen entsprechend des Küstenreliefs mit zunehmender Landnähe ab. In der zentralen Deutschen Bucht (55° 00' N, 06° 20'E) erreicht die signifikante Wellenhöhe im 5-Jahres-Mittel eine durchschnittliche Höhe von 1,6 m mit einer Standardabweichung von 1,2 m.

Während die Wassersäule der flacheren Gebiete der deutschen Nordsee vertikal homogen ist, bildet sich in Gebieten mit einer Tiefe von mehr als 25-30 m im Frühjahr eine thermische Schichtung aus. Ab Ende September ist die Deutsche Bucht im langjährigen Mittel wieder völlig durchmischt.

Seit Beginn der achtziger Jahre haben stabile Hochdruckwetterlagen in den Sommermonaten in Verbindung mit einer starken Schichtung der Wassersäule und Eutrophierungserscheinungen mehrfach zu Sauerstoffmangelsituationen im Bodenwasser der Deutschen Bucht geführt.

Die winterliche, von biologischen Prozessen kaum beeinflusste, Nährstoffverteilung ist durch hohe Konzentrationen im küstennahen Bereich und durch abnehmende Konzentrationen zur offenen See hin gekennzeichnet. Derzeit treten im Küstenbereich noch deutliche Überschreitungen der auf OSPAR (für die offene See) und WRRL (für die Küstengewässer) beruhenden Orientierungswerte auf. Auch bei starken zwischenjährlichen Schwankungen zeigt sich in der langzeitlichen Entwicklung nur ein leichter Rückgang der Konzentrationen des gelösten anorganischen Stickstoffs (DIN) und zu Beginn der neunziger Jahre ein deutlicher Rückgang der Konzentrationen des gelösten anorganischen Phosphors (DIP). In der Deutschen Bucht und der offenen See liegen die DIP-Konzentrationen seit Mitte der neunziger Jahre in der Größenordnung des Orientierungswertes (0,6 µmol/L), die DIN-Konzentrationen überschreiten den Orientierungswert (12 µmol/L).

Der Einfluss erhöhter CO₂-Gehalte in der Umwelt spiegelt sich noch nicht im pH-Wert des Meerwassers der Deutschen Bucht wider. Die Aufnahme winterlicher pH-Werte von 1990 bis 2010 zeigte keine signifikanten Veränderungen.

Über den CO₂-Partialdruck können derzeit noch keine Aussagen getroffen werden.

3.2 Biotoptypen

Eine genaue Beschreibung der in der deutschen Nordsee vorkommenden Biotoptypen wird an dieser Stelle nicht vorgenommen. Es wird sich vielmehr auf eine

zusammenfassende Darstellung der vorliegenden Zustandsbewertungen der Biotoptypen und der auf sie negativ einwirkenden menschlichen Aktivitäten beschränkt.

Die Güte und räumliche Abdeckung der Daten und damit die Grundlage für die Bewertung von Biotoptypen ist sehr heterogen. Während in den küstennahen Gebieten insbesondere die trockenfallenden Bereiche zum Teil sehr gut und lange untersucht sind, ist der ständig von Wasser bedeckte Bereich nur punktuell erforscht. Dies spiegelt sich auch in den derzeit vorliegenden Bewertungen nach FFH, OSPAR und TWSC wider. Die vor allem in Zusammenhang mit der FFH-RL erkannten Informationsdefizite müssen mit den Ansprüchen der MSRL abgeglichen werden, um zukünftig effektive und einsetzbare Bewertungssysteme für beide Richtlinien zu erhalten. Hierbei bieten mehrskalige räumliche Modelle, die gleichzeitig verschiedene Belastungen und die betroffenen Biotoptypen berücksichtigen (z.B. Halpern et al., 2008), vielversprechende Ansätze. Umsetzungen für deutsche Meeresbereiche liegen für Teilbereiche vor (Fock et al., 2011). Für die küstennahen Gebiete können die Ansätze aus der trilateralen Wattenmeer-Zusammenarbeit (TWSC) verwendet werden, wie es in ähnlicher Form bereits im jüngsten OSPAR-Qualitätszustandsbericht erfolgt ist (OSPAR, 2010).

Zu den schon länger existierenden Belastungen aufgrund anthropogener Nutzungen mit direkten Wirkungen auf die Biotoptypen der deutschen Nordsee zählen insbesondere die grundberührende Fischerei und die weiträumige Anreicherung von Nährstoffen. Zudem werden durch den Sand- und Kiesabbau, die Einleitung von anorganischen und organischen Schadstoffen, das Auftreten von nicht einheimischen Arten, durch Aquakultur, die Einbringung oder Umlagerung von Baggergut, Verschlickung, verschiedene Einleitungen und Müll Belastungen von Biotoptypen und benthischen Lebensgemeinschaften bedingt. Aber auch kommerzielle Explorationsuntersuchungen, Tourismus sowie militärische Aktivitäten und Altlasten stellen neben den natürlichen Belastungen wie dem Klimawandel ein Belastungspotential dar.

Die Summe der Belastungen hat erkennbare negative Wirkungen auf die Biotoptypen. Die durch alle gleichzeitig wirkenden Effekte entstehende Gesamtbelastung kann derzeit nicht auf der gesamten Fläche für alle Biotope bewertet werden. Die vorliegenden, auf abgestimmten Bewertungsschemata sowie Expertenmeinung beruhenden, Bewertungen zeigen jedoch, dass die Biotoptypen insgesamt einer zu hohen Gesamtbelastung ausgesetzt sind. Diese kann von den benthischen Lebensgemeinschaften oft nicht mehr kompensiert werden (u.a. von Nordheim et al., 1996; Riecken et al., 2006; Halpern et al., 2008).

Insgesamt muss für die Biotoptypen im deutschen Bereich der Nordsee derzeit davon ausgegangen werden, dass sie nicht in einem guten Zustand sind (bspw. Fock et al., 2011). Dies betrifft neben den vorherrschenden und besonderen auch die noch weiter zu definierenden „besonders zu erwähnenden“ Biotoptypen - vor allem in den küstenfernen Bereichen. Biotoptypen in einem 'guten' Zustand sind derzeit nur küstennah in den drei Wattenmeernationalparks zu finden und umfassen die vegetationsfreien Schlick-, Sand- und Mischwatte (LRT 1140).

3.3 Biologische Merkmale

Eine genaue Beschreibung der in der deutschen Nordsee vorkommenden biologischen Merkmale wird an dieser Stelle nicht vorgenommen. Es wird sich vielmehr auf eine zusammenfassende Darstellung der vorliegenden Zustandsbewertungen der Merkmale und der auf sie negativ einwirkenden menschlichen Aktivitäten beschränkt.

Phytoplankton und Zooplankton

Das Phytoplankton ist einer Reihe von meist anthropogen verursachten Belastungen ausgesetzt, die sich auf seine Artenzusammensetzung, Phänologie, Produktivität und Biomasse auswirken können. Die Anreicherung von Nährstoffen, bzw. die Verschiebung ihrer Konzentrationsverhältnisse, und die Einleitung von anorganischen und organischen Schadstoffen stellen zusammen mit biologischen Störungen und den Auswirkungen der Klimaänderungen wesentliche Belastungen für das Phytoplankton der deutschen Nordsee dar.

Die Anreicherung von Nährstoffen bzw. die Verschiebung ihrer Konzentrationsverhältnisse bewirken eine zum Teil massenhafte Vermehrung einzelner Algenarten, die ggf. auch toxisch sein können oder andere für das System bzw. die menschliche Nutzung negative Wirkungen hervorrufen können. Derartige Wirkungen sind beispielsweise das Verkleben von Fischkiemen, Schaum- und Schleimbildungen, Wasserverfärbungen, eine erhöhte Wassertrübung und Sauerstoffmangel durch den vermehrten sauerstoffzehrenden mikrobiellen Abbau des abgestorbenen Phytoplanktons.

Die Änderung der Nährstoffverhältnisse bewirkt eine Änderung in der Zusammensetzung der Phytoplanktongemeinschaft, da die verschiedenen Arten unterschiedlich auf die herrschenden Umweltbedingungen reagieren. Dies kann Veränderungen im gesamten Nahrungsnetz bewirken.

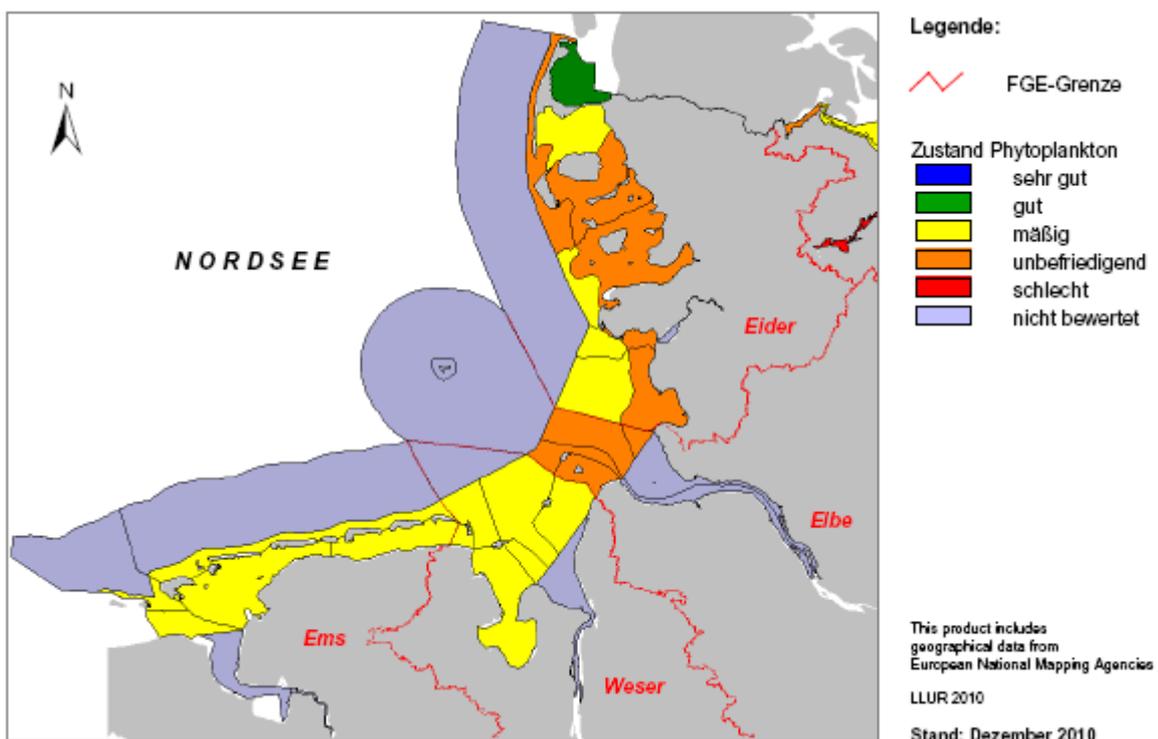


Abb. 3.1: Bewertung der Qualitätskomponente Phytoplankton (gemäß WRRL).

Zu den anthropogenen Belastungen mit direkten Wirkungen auf die Artenzusammensetzung und -verbreitung des Zooplanktons gehören insbesondere die Anreicherung von Nährstoffen, die Einleitung von anorganischen und organischen Schadstoffen, biologische Störungen wie nicht einheimische Arten und die Auswirkungen der Klimaänderungen. Auf das Phytoplankton wirkende Belastungen werden zudem über die Struktur und Funktion des Phytoplanktons im Nahrungsnetz auf das Zooplankton übertragen. So beeinflusst eine Änderung in der Phytoplankton-Gemeinschaft aufgrund bestimmter Räuber-Beute-Beziehungen (z.B. bezüglich der Größenklasse) auch die Zusammensetzung der Zooplankton-Gemeinschaft. Sich im Ökosystem neu etablierende Phytoplanktonarten können zudem neue Nahrungsquellen darstellen und dadurch einzelne Zooplanktonarten fördern. Andererseits könnten sich aufgrund anthropogener Nutzungen auch neue Zooplanktonarten etablieren, die neue Fraßfeinde für das Phytoplankton und neue Nahrungsquellen für höhere Trophiestufen darstellen, oder es kann durch selektive Überfischung zu Veränderungen im Zooplanktonspektrum kommen, die sich auch in der Zusammensetzung des Phytoplanktons niederschlagen.

Gegenwärtig existieren für das Phytoplankton Bewertungsverfahren gemäß WRRL und OSPAR. Während in der WRRL Phytoplankton als eigenständige biologische Qualitätskomponente bewertet wird, ist es bei OSPAR ein Parameter der Eutrophierungsbewertung (Common Procedure for the Identification of the Eutrophication Status of the Maritime Area). In beiden Bewertungsverfahren werden sowohl Chlorophyll *a* als auch ausgewählte Indikatorarten berücksichtigt.

Das Phytoplankton der deutschen Nordseeküstengewässer wird derzeit im Zuge der WRRL überwiegend als 'mäßig' oder 'unbefriedigend' eingestuft (Abbildung 3.1). Im Rahmen der TWSC und OSPAR wurde das gesamte deutsche Nordseegebiet als „Problemgebiet“ bzw. potenzielles Problemgebiet für Eutrophierung bewertet. Besonders für die AWZ liegen für eine Bewertung jedoch zu wenige Daten vor.

Zur Bewertung des Zustands des Zooplanktons gibt es derzeit in Europa keine passenden und abgestimmten bzw. wissenschaftlich validierten Bewertungsverfahren.

Makrophyten

Die Anreicherung von Nährstoffen ist die derzeit größte Belastung für die Artenzusammensetzung, das Vorkommen und die Tiefenbesiedlung des Makrophytobenthos. Weitere Belastungen ergeben sich aus Substratverlusten aufgrund von Bedeckung und Entnahme, Lichtmangel durch Eintrübungen, die Einleitung von anorganischen und organischen Schadstoffen, biologische Störungen wie nicht einheimische Arten, Änderungen in der Morphologie und Hydrodynamik sowie die Auswirkungen der Klimaänderungen. Die grundberührende Fischerei kann eine potentielle Gefahr für die erfolgreiche Rückkehr der Seegraswiesen darstellen.

Die Makroalgen (Lüning, 1985; Bartsch und Kuhlenkamp, 2004), ebenso wie Seegräser und Salzwiesenarten zeigen artspezifische Sensitivitäten gegenüber abiotischen und biotischen Verhältnissen und werden häufig über komplexe, multifaktoriell bedingte Mechanismen in ihrer Reproduktion und Ausbreitung gesteuert. In allen Gruppen sind daher aus anthropogenen Belastungen resultierende kombinatorische Belastungseffekte wirksam.

Die Bewertung nach der WRRL kommt zu dem Ergebnis, dass der Zustand der Makrophyten in den deutschen Nordseeküstengewässern überwiegend als 'mäßig'

bis 'unbefriedigend' einzustufen ist (Abbildung 3.2). Die TWSC stellt fest, dass Seegraswiesen derzeit nicht ihre natürliche Ausdehnung erreichen. Die FFH-RL betrachtet nur das lebensraumtypische Arteninventar im Rahmen der Bewertung des Erhaltungszustands einzelner Lebensraumtypen, OSPAR bewertet keine Makrophyten.

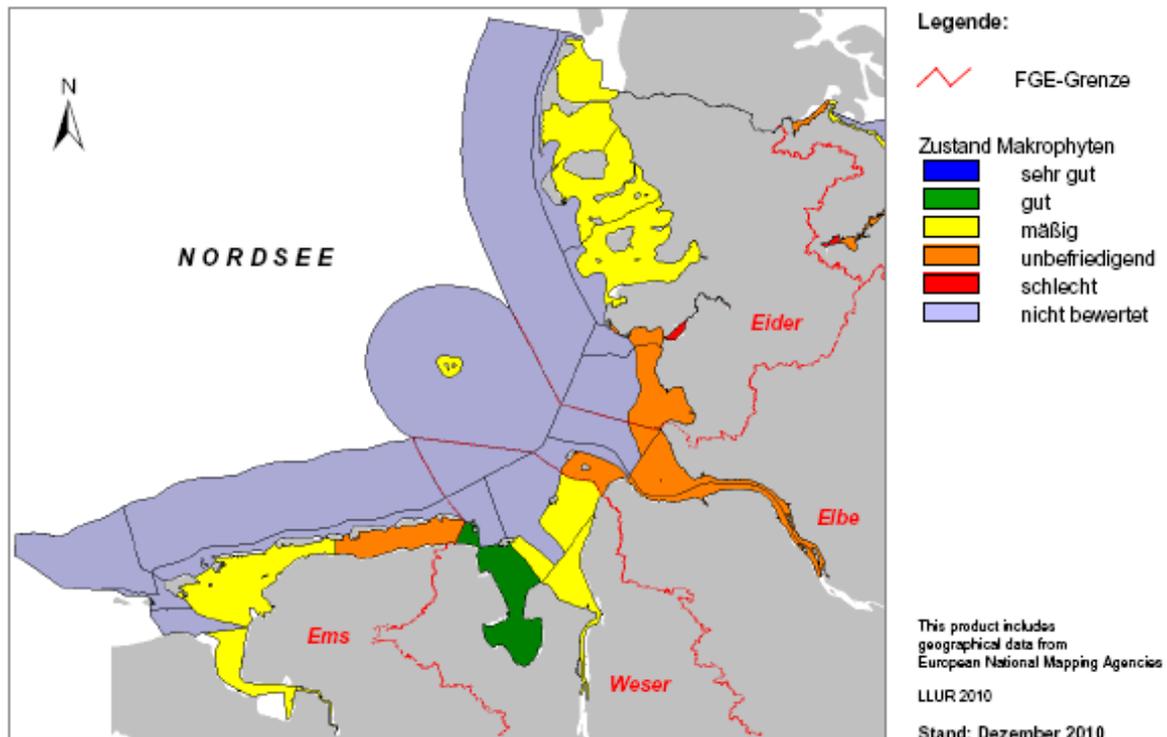


Abb. 3.2: Bewertung der Qualitätskomponente Makrophyten (gemäß WRRL).

Makrozoobenthos

Die Artenzusammensetzung, Abundanz und Biomasse der benthischen Gemeinschaften der deutschen Meeressgewässer sind gegenüber Anfang des 20. Jahrhunderts deutlich verändert. Die Veränderungen lassen sich jedoch nur schwer einzelnen Ursachen zuordnen und unterliegen darüber hinaus natürlichen Schwankungen und Klimaeinflüssen. Dennoch sind anthropogen verursachte Verschlechterungen des Makrozoobenthos in den vergangenen 100 Jahren offensichtlich. Von besonderer Bedeutung sind die Anreicherung von Nährstoffen und die Einflüsse der grundberührenden Fischerei, die in allen deutschen Gewässern der Küste und der AWZ zum Tragen kommen. So fördert die Fischerei beispielsweise die Verschiebung des Verhältnisses von K-Strategen (große und langlebige Arten mit wenig Nachkommen) zu r-Strategen (kleine und kurzlebige Arten mit vielen Nachkommen) (z.B. Schroeder et al., 2008). Das erhöhte Nahrungsangebot durch von Fischereigeschirren verletzte bzw. getötete Organismen hat zudem dazu beigetragen, dass die Epifauna der Deutschen Bucht heute als Aasfressergemeinschaft zu charakterisieren ist (Groenewold und Fonds, 2000), während die Infauna von kurzlebigen opportunistischen Arten dominiert wird (Frid et al., 2000; Kroencke und Bergfeld, 2003).

Desweiteren wird die Gemeinschaft des Makrozoobenthos lokal durch den Abbau von Sand und Kies sowie durch Veränderungen der Sedimentzusammensetzung und die Überdeckung mit Sediment beeinträchtigt. Weitere Belastungen ergeben sich aus

Versiegelungen, Lichtmangel durch Eintrübung, die Einleitung von anorganischen und organischen Schadstoffen, biologische Störungen wie nicht einheimische Arten, Änderungen der Hydrodynamik und die Auswirkungen der Klimaänderungen.

Insgesamt wird der derzeitige Zustand des Makrozoobenthos gemäß WRRL überwiegend als 'mäßig' bewertet (Abbildung 3.3). Die FFH-RL bewertet nur das lebensraumtypische Artinventar. OSPAR hat EcoQOs definiert, die die benthischen Lebensgemeinschaften umfassen, während die TWSC kein Ziel für Makrozoobenthos formuliert hat. Die aktuelle Rote Liste der bodenlebenden wirbellosen Meerestiere Deutschlands (Rachor et al., im Druck) listet von 1241 analysierten Arten 15,7% als im Bestand gefährdet (146 Arten) oder verschollen (49 Arten). Insgesamt sind 32,2% der betrachteten Arten in einer Roten-Liste-Kategorie eingestuft. In der Vorwarnliste stehen 3%. Bei gut einem Drittel aller vorkommenden Arten sind die Daten unzureichend, so dass deren Gefährdung nicht beurteilt werden kann.

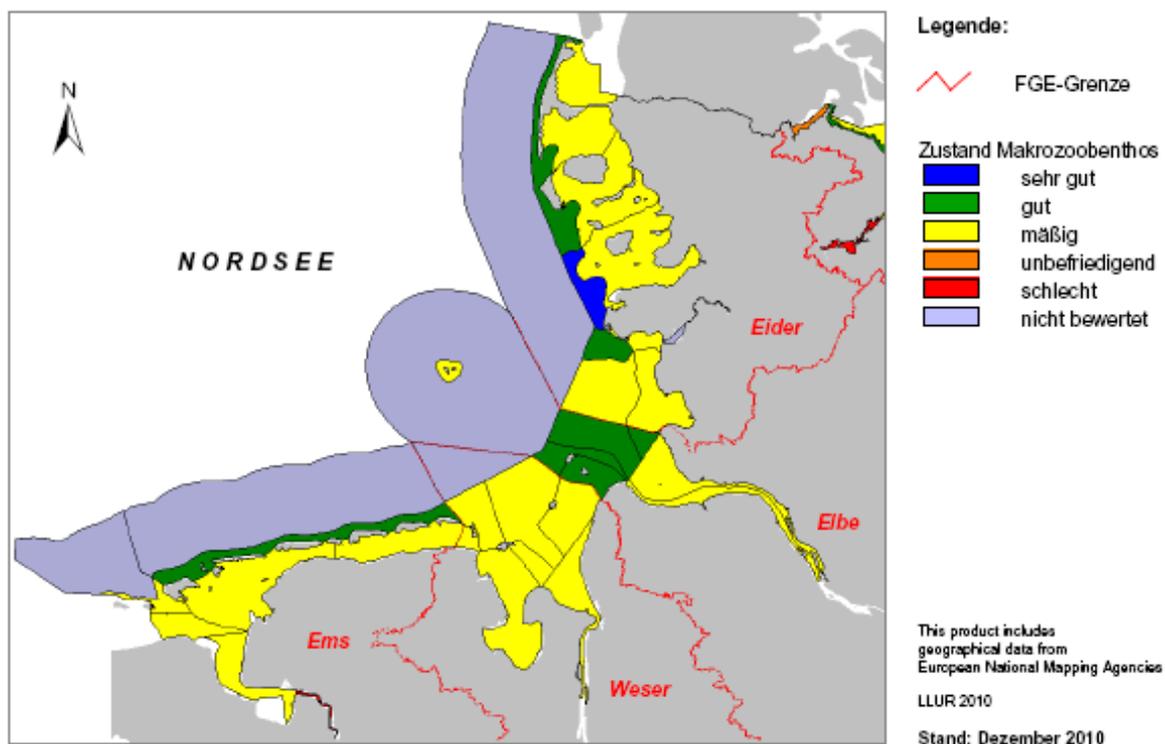


Abb. 3.3: Bewertung der Qualitätskomponente Makrozoobenthos (gemäß WRRL).

Fische

Bestandsgröße, Längen- und Altersstruktur vor allem der genutzten Fischarten, werden überwiegend von der Fischerei beeinflusst, während die Artenzusammensetzung der Fischgemeinschaft und die geographische Verbreitung aller Fischarten von einer Vielzahl von anthropogenen und natürlichen Faktoren abhängen. Weitere Wirkungen des Fischereidrucks sind der frühere Eintritt der Geschlechtsreife und damit verbunden die geringere Eizahl pro Fisch und der geringere Reproduktionserfolg (Brander, 1994; Tulp et al., 2008; Jager et al., 2009). Veränderungen in der Häufigkeit von Schlüsselarten können andere Ebenen des Nahrungsnetzes beeinflussen und somit indirekte Auswirkungen auf Nichtzielarten und Ökosystemprozesse haben. Der Beifang wird als Ursache für den Rückgang

bestimmter Fischarten, insbesondere sensibler, langlebiger Fische wie Haie und Rochen, betrachtet (Stevens et al., 2000; Ellis et al., 2005; ICES, 2005). Neuere Untersuchungen zeigen, dass die Beifangmortalität in der Krabbenfischerei beispielsweise für die kommerziell genutzten Arten Scholle und Kliesche einen Bruchteil der natürlichen Sterblichkeit ausmacht (Beare et al., 2010).

Obwohl die Zusammenhänge zwischen den Wirkungen der Fischerei und anderen Belastungsfaktoren, wie Offshore-Baumaßnahmen, dem Abbau von Sand und Kies, Lärm, biologische Störungen wie nicht einheimische Arten und die Auswirkungen der Klimaänderungen negative Auswirkungen auf die Fischfauna haben, sind ihre kumulativen Auswirkungen weitgehend ungeklärt (Perry et al., 2005; Dulvy et al., 2008). Zudem haben anthropogene Einflüsse auf Organismen niedrigerer Trophiestufen auch Auswirkungen auf die Fischgemeinschaft. Hierzu zählen beispielsweise die Wirkungen der Eutrophierung, die neben der Änderung des Beutespektrums ein durch Sauerstoffmangel bedingtes Ortswechselverhalten oder eine erhöhte Mortalität (durch toxische Algenblüten (HAB`s)) bewirken kann (Parrett, 1998). Dauer und räumliche Ausdehnung von Sauerstoffmangel im Bodenwasser sind insbesondere für demersal lebende Arten von Bedeutung.

Die TWSC bewertet die Fischfauna derzeit nicht. Jager et al. (2009) stellen jedoch im QSR 2009 fest, dass im Wattenmeer die Anzahl der Fischarten und die Fischzusammensetzung hinsichtlich ökologischer Gilden in den letzten Jahrzehnten stabil geblieben sind. Die Häufigkeit mehrerer Fischarten ist dabei aber auf ein Niveau unterhalb des langjährigen Durchschnitts zurückgegangen. Die genauen Faktoren, welche diese Veränderungen verursachen, sind weitgehend unbekannt. Nach FFH-RL wurden drei von sechs anadromen Wanderfischarten bewertet. Der Erhaltungszustand der Finten- und Flussneunaugenpopulation wurde hierbei als 'ungünstig - unzureichend', der der Meerneunaugen als 'ungünstig - schlecht' bewertet (BfN, 2007a). Die aktuelle Rote Liste der gefährdeten Fische und Rundmäuler Deutschlands nennt für die Nordsee 31 gefährdete Arten, davon sind 8 Arten vom Aussterben bedroht, und 3 Arten gelten als verschollen bzw. ausgestorben (Thiel et al., im Druck).

Der ICES bewertet die relevanten Bestandsparameter (fischereiliche Sterblichkeit, Bestandsbiomasse) von 14 kommerziell genutzten Arten, die auch im deutschen Meeresgebiet verbreitet sind. Basierend auf diesen Bestandsparametern wird der Erhaltungszustand der einzelnen Fischarten von ICES im Jahr 2011 folgendermaßen bewertet: bei 5 Arten gilt er als gut (Hering, Scholle, Sandaal, Schellfisch, Stintdorsch), 1 Art als mäßig (Seezunge), 2 Arten als schlecht (Kabeljau, Seelachs) und 6 Arten als unbekannt aufgrund mangelnder Daten (Sprotte, Wittling, Kliesche, Glattbutt, Flunder, Steinbutt).

Auf der Liste der bedrohten Arten und Lebensräume von OSPAR befinden sich für die Nordsee derzeit 19 Fischarten, die jedoch nur zum Teil einen Bezug zu deutschen Gewässern haben (z.B. Heringshai) oder als kommerzielle Arten durch Managementmaßnahmen aufgebaut werden (z.B. Kabeljau). Gegenwärtig werden die ökologischen Qualitätsziele (EcoQO) von OSPAR in der Nordsee nicht für alle Fischbestände erreicht.

Insgesamt kann davon ausgegangen werden, dass die Alters- und Größenstruktur der Fischfauna derzeit in keinem guten Zustand sind. Allerdings gibt es Anzeichen einer Verbesserung, da sich zumindest in der zentralen Nordsee eine Trendumkehr in der Größenstruktur andeutet (ICES, 2011; Stevens et al., 2000).

Marine Säugetiere

Der Bestand und die Verbreitung von Säugetieren in der deutschen Nordsee werden insbesondere durch die Fischerei, die Einleitung von anorganischen und organischen Schadstoffen und Unterwasserschall beeinflusst (ASCOBANS, 2005; Gilles et al., 2008; Gilles und Siebert, 2008). Zudem können Sand- und Kiesabbau, Schiffsverkehr, Baumaßnahmen, Müll, Erdöl- und Erdgas-Exploration und -Förderung, Anreicherung von Nährstoffen sowie einzelne militärische und touristische Aktivitäten verschiedene negative Auswirkungen haben.

Zu den Wirkungen der Fischerei auf die marinen Säugetiere zählen die Reduktion des Nahrungsangebots, die veränderte Zusammensetzung der vorhandenen Beuteorganismen und der Beifang (Gilles et al., 2005; Herr, 2009). Aktuell ist die Belastung durch die Stellnetzfischerei für Schweinswale in der deutschen Nordsee nicht sehr hoch. Dies war jedoch noch bis in die 90er Jahre der Fall (Vinther et al., 1999). Unterwasserlärm kann das natürliche Verhalten der Tiere beeinflussen, zu einem erhöhten Energiebedarf durch Ausweich- und Vermeidereaktionen, zu erhöhtem Stress, zum Verlassen eines Habitats, zu physischen Schädigungen und zum Tode führen (Lucke et al., 2008 und 2009). Schadstoffbelastungen können zu pathologischen Veränderungen, zu Lungen- und Gehirnschädigungen, einer erhöhten Mortalität und einer Beeinträchtigung des Immun- und Hormonsystems (Jepson et al., 1999; Siebert et al., 1999; Waterman et al., 2003; Kakuschke et al., 2005; Das et al., 2006a und b) führen.

Derzeit gelten die synergetischen Wirkungen verschiedener Einflüsse, insbesondere von Schadstoffen, als wahrscheinlich, sind jedoch noch nicht eingehend beschrieben worden. Zudem ist der kumulative Einfluss verschiedener anthropogener Belastungen auf die marinen Säugetiere schwer quantifizierbar (u.a. Herr et al., 2005), er gilt jedoch als äußerst wahrscheinlich. Beispielsweise können gesundheitliche Beeinträchtigungen aufgrund von Schadstoffbelastungen zusammen mit der Belastung und Verschleuchung durch Störfaktoren wie Lärm zu einem insgesamt erhöhten gesundheitlichen Risiko führen.

Die Erhaltungszustände der marinen Säugetiere der deutschen Nordsee werden unter den existierenden Übereinkommen in Teilbereichen unterschiedlich eingeschätzt. Diskrepanzen sind in der Regel auf die regional unterschiedlichen Bewertungsaggregationen („Greater North Sea“ nach OSPAR, deutsche Nordsee nach FFH-RL bzw. deutsches Wattenmeer im Rahmen von TWSC) und die lückenhafte Datenlage in der deutschen Nordsee zurückzuführen. Die WRRL bewertet den Zustand von Säugetieren nicht.

Für Schweinswale sind in der deutschen Nordsee aufgrund der erst 2002 begonnenen flächendeckenden Erhebungen derzeit noch keine Aussagen über Bestandsentwicklungen möglich. Der Vergleich von Bestandszahlen für die gesamte Nordsee aus 1994 und 2005 (SCANS 1994 und 2005) zeigt geringe Unterschiede, jedoch auch eine mögliche Verlagerung des Vorkommensschwerpunktes vom Norden in den Süden der gesamten Nordsee. Bestehende Bewertungsverfahren gemäß FFH-RL ergeben eine 'ungünstige - unzureichende' Gesamtbewertung des Schweinswals in der deutschen Nordsee. OSPAR bewertet den Zustand der Schweinswale als 'mäßig', nach ASCOBANS ist derzeit keine Bewertung möglich. Für das Wattenmeer ist eine Bewertung im Rahmen des TMAP nicht möglich.

Die Bestände der Kegelrobben nehmen an der deutschen Nordseeküste zu. Die aktuellen Bestandszahlen liegen aber noch weit hinter historischen Beständen zurück. Nach FFH-RL wird der Erhaltungszustand der Kegelrobben derzeit als 'ungünstig - unzureichend' und nach OSPAR in der gesamten Nordsee als 'gut' eingeschätzt. Für das Wattenmeer ist eine Bewertung im Rahmen des TWSC nicht möglich.

Der Erhaltungszustand der Seehunde wird nach FFH-RL als 'günstig' bewertet, nach OSPAR als 'gut' und nach TWSC gelten die Erhaltungsziele als erfüllt. Die vorhandenen Daten erlauben jedoch nur Aussagen zur Bestandsentwicklung, zum Gesundheitszustand und zur Reproduktion.

Seevögel

Fischerei, Schiffsverkehr, Müll und Jagd stellen für das Vorkommen und die Artenzusammensetzung der Seevögel die Hauptbelastungen dar. Aber auch Bauwerke, Sand- und Kiesabbau, die Anreicherung von Nährstoffen, die Einleitung von anorganischen und organischen Schadstoffen, Tourismus und militärische Aktivitäten haben direkte und indirekte Wirkungen. Zu den Wirkungen der Fischerei zählt, wenn auch in geringem Umfang, beispielsweise der Beifang in Stellnetzen. In der Nordsee wurde darüber hinaus die Veränderung des Nahrungsangebots nachgewiesen (u.a. Piper et al., 2008; OSPAR, 2009a).

Insgesamt wird durch die Fischerei auf verschiedenen Wegen ein erheblicher Einfluss auf die Zusammensetzung der Seevogelgemeinschaften ausgeübt und somit „eine Verschiebung des potenziell natürlichen Artenspektrums“ (Piper et al., 2008; OSPAR, 2009a; Žydelis et al., 2009) bedingt.

Schadstoffe können die Gesundheit, das Wachstum, die Entwicklung und die Reproduktionsfähigkeit beeinträchtigen (Hartwig et al., 1990; Munoz Cifuentes, 2004).

Andere anthropogene Nutzungen, wie beispielsweise der Schiffsverkehr und insbesondere der Sportbootverkehr, haben in verschiedenen Gebieten der deutschen Nordsee eine erhebliche Scheuchwirkung auf einzelne Arten (Schwemmer et al., 2011). Wenn ein durch Flucht bewirkter erhöhter Energieverbrauch nicht durch eine vermehrte Nahrungsaufnahme ausgeglichen werden kann, beispielsweise aufgrund weiterer Störungen während der Nahrungssuche oder eines zu geringen Nahrungsangebots, kann es bei den Seevögeln zu einem verschlechterten Ernährungszustand, einer reduzierten Reproduktionsrate und eventuell letalen Folgen kommen (Dierschke et al., 2003; BfN, 2006a). Ein kumulativer Effekt tritt beispielsweise auf, wenn die Nahrungsgrundlage der Seevögel durch die Fischerei und den Sand- und Kiesabbau beeinflusst werden. Die resultierende höhere Nahrungskonkurrenz kann zudem in einzelnen Meeresgebieten mit einem höheren Störpotenzial, beispielsweise durch die Schifffahrt, zusammentreffen und damit die Gesamtbelastung der Seevögel zusätzlich erhöhen.

Die WRRL und VRL bewerten den Zustand von Seevögeln nicht, nach Wetlands International haben eine Reihe von Seevogelarten abnehmende Bestände in ihren Brutgebieten. Die OSPAR EcoQOs werden derzeit nicht erfüllt. Nach TWSC wird der Zustand der Seevögel als eher 'schlecht' eingestuft.

Insgesamt ist der Zustand der betrachteten See- und Küstenvögel daher als 'schlecht' zu bewerten mit nur teilweisen Verbesserungen. Eine Gesamtbewertung

des Zustands der Seevögel ist derzeit aufgrund der deutlichen Unterschiede im Ergebnis der Bewertung einzelner Arten unter den verschiedenen Übereinkommen, Richtlinien und Roten Listen sowie aufgrund der bestehenden Wissenslücken über artspezifische Eigenschaften und Merkmale und dem Fehlen einheitlicher Bewertungsmethoden nicht möglich.

Verzeichnis der nicht einheimischen Arten

Für die deutsche Nordsee konnten bisher 64 nicht einheimische Arten nachgewiesen werden (Gollasch und Nehring, 2006; Lackschewitz et al., 2009; Lackschewitz et al., 2010; Nehring, 2010), wobei ihre bekannte Anzahl von der Küste, insbesondere in den Ästuarien und im Wattenmeer, zu den Offshore-Bereichen deutlich abnimmt. Aktuell gelten 49 nicht einheimische Arten in der deutschen Nordsee als etabliert.

Derzeit liegt noch keine Bewertung des Zustands der in den Bereichen der deutschen Nordsee nachgewiesenen nicht einheimischen Arten vor. Ein Monitoring ist jedoch angelaufen und wird eine Bewertung im Rahmen der MSRL zukünftig ermöglichen.

3.4 Sonstige Merkmale

Mikrobielle Pathogene kommen natürlicher Weise im Meerwasser vor. Sie können unter bestimmten Bedingungen vermehrt auftreten und dann als Krankheitserreger in Erscheinung treten (z.B. *Vibrio vulnificus*). Viele pathogene Vibrionen sind halophil (d.h. salzliebend) und treten in der Umwelt insbesondere im Brack- und Meerwasser auf. Sie kommen weltweit sowohl im freien Wasser und Bodensediment als auch assoziiert mit Plankton, Seefisch sowie Krusten- und Schalentieren vor.

In Bezug auf Chemikalien im Wasser ist die deutsche Nordsee im Küstenbereich durch die WRRL, die damit verbundene UQN-RL und die Oberflächengewässerverordnung (OGewV, 2011) über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik abgedeckt. Für drei Schadstoffe gibt die WRRL auch Umweltqualitätsnormen für die Kompartimente Sediment und Organismen vor. Neben den in der WRRL gelisteten Stoffen gibt es auch viele Schadstoffe, die aufgrund ihrer schlechten Wasserlöslichkeit bzw. aufgrund nicht ausreichender Bestimmungsgrenzen nicht nachweisbar sind. Für diese Stoffe sollten noch Umweltqualitätsnormen für die Kompartimente Sediment und/oder Organismen gemäß REACH Technical Guidance (ECHA, 2008) erarbeitet werden.

Neben dem derzeitigen Status der Schadstoffkonzentrationen ist auch die zeitliche Entwicklung von wesentlicher Bedeutung. Hier ist in der Deutschen Bucht für die meisten anthropogenen Stoffe die Periode der starken Reduzierungen bereits abgeschlossen. Notwendige Reduzierungsraten, die allerdings geringer ausfallen werden als die in den 1990er Jahren erreichten, können nur durch Maßnahmen direkt an den Quellen und nicht im Meer erzielt werden. Aufgrund des insgesamt relativ niedrigen Konzentrationsniveaus bestimmen zunehmend durch natürliche Prozesse bedingte Schwankungen den zeitlichen Verlauf der Schadstoffkonzentrationen und erschweren damit die Feststellung von signifikanten Trends.

3.5 Qualitätssicherung

Das für die MSRL zu implementierende Monitoring bildet die wesentliche Grundlage zur vollständigen Bewertung des Umweltzustands der Meere. Um auf dieser Basis fundierte Entscheidungen treffen zu können, ist eine zuverlässige und fachlich einwandfreie Auswertung und Dokumentation sowie die Vergleichbarkeit der Untersuchungsergebnisse notwendig.

Die Sicherstellung der Qualität und Vergleichbarkeit der Untersuchungsergebnisse im marinen Monitoring liegt im Aufgabenbereich einer unabhängigen Qualitätssicherungsstelle und damit bei einer unabhängigen, nicht direkt am Monitoring beteiligten Einrichtung, die übergreifend für den Bund und die Küstenländer tätig ist. Dies erfolgt in Abstimmung mit der gleichzeitig etablierten Arbeitsgruppe „Qualitätssicherung“, in der Fachexperten aus Bund und Küstenländern vertreten sind. In Übereinstimmung mit nationalen und internationalen Anforderungen (z.B. WRRL, MSRL) beinhaltet das Qualitätssicherungsprogramm die Validierung der im marinen Monitoring eingesetzten Analyseverfahren und Bestimmungsmethoden sowie Maßnahmen zur internen und externen Qualitätssicherung. Die Qualitätssicherungsstelle für das marine Monitoring koordiniert alle diese Aktivitäten der Qualitätssicherung und organisiert den Austausch und die Harmonisierung auf nationaler und internationaler Ebene.

4 Bewertung des Zustands der deutschen Nordsee - Belastungen

4.1 Physischer Verlust

4.1.1 Vollständiges Bedecken mit Sediment

Beschreibung

Bei der Verbringung von Baggergut an genehmigten Klappstellen oder bei der Sand-Kies-Gewinnung kommt es zu einer vollständigen Bedeckung bzw. zur Entnahme des ursprünglichen Meeresbodens. Als Baggergut wird Bodenmaterial bezeichnet, das im Rahmen von Gewässerbaumaßnahmen und der Unterhaltung von Gewässern anfällt. Die grundlegenden Leitlinien des London Protokolls und des OSPAR-Übereinkommens für den Umgang mit Baggergut werden in Deutschland derzeit mittels Übergangsbestimmungen des Bundes und der Küstenländer aus dem Jahr 2009 angewandt. Vor der Verbringung werden Untersuchungen (physikalisch, chemisch, ökologisch) durchgeführt, Auswirkungsprognosen oder Verträglichkeitsprüfungen erstellt und ggf. Minimierungsmaßnahmen vorgesehen sowie Zulassungen mit evtl. Auflagen (z.B. Monitoring) erteilt. Um eine Belastung der Umwelt durch die Freisetzung von im Baggergut enthaltenen Schad- und Nährstoffen zu vermeiden, werden für die Bewertung des Baggerguts ausgewählte Stoffe durch Richtwerte geregelt.

Insgesamt ging in Deutschland die Gesamtkonzentration von Spurenmetallen im Baggergut im Zeitraum von 1995-2007 leicht zurück (OSPAR, 2009b).

In den Jahren 2000-2007 betrug die Klappmenge im deutschen Küstenmeer der Nordsee jährlich zwischen 19 und 45 Mio. Tonnen Trockengewicht (OSPAR, 2003, 2004, 2005, 2006, 2007a, 2008a, 2009c), die auf 34-43 Schüttstellen (einer Gesamtfläche von ca. 20-29 km²) verbracht wurden. In der deutschen AWZ der Nordsee findet derzeit keine Sedimenteintrbringung statt.

Wirkungen

Das physische Abdecken benthischer Organismen und der Habitatverlust sind meist räumlich begrenzt. Neben der Versiegelung sowie der Veränderung der Substratstruktur können während der Verklappungs- und Bauphasen auch Beeinträchtigungen durch Trübungsfahnen, Sandschliff, Sauerstoffzehrung und Erhöhung von Schad- und Nährstoffbelastungen erfolgen, welche über die beaufschlagte Fläche hinaus reichen.

Diese begleitenden Auswirkungen stellen physische Schädigungen dar und werden in Kapitel 4.2 weiter diskutiert.

Die Auswirkungen einer Bedeckung von Weich- und Hartböden mit Sediment sind zum Einen abhängig von Art, Zeitpunkt und Umfang der Störung, zum Anderen von der Ausprägung der betroffenen Gemeinschaften (Essink, 1996). Entsprechend reichen die Auswirkungen von einer nur temporären Verarmung der Bodenfauna bis hin zum vollständigen Verlust von Biotoptypen.

Im Falle regelmäßig wiederkehrender starker Überdeckung, wie es bei der Verklappung auf ausgewiesenen Klappstellen im Küstenbereich der Fall sein kann,

wird sich auf Dauer nur eine reduzierte Lebensgemeinschaft etablieren (Zoobenthos: kurzlebige, kleinwüchsige Polychäten; Makrophyten: einjährige, filamentöse Algen).

Spezifische Bewertungen aufgrund bestehenden Gemeinschaftsrechts

Gegenwärtig gibt es keine international vereinbarten Kriterien zur Bewertung physischer Verluste.

4.1.2 Versiegelung

Beschreibung

Eine Versiegelung oder Überbauung des Meeresbodens besteht im Küstenbereich der deutschen Nordsee vor allem durch strombauliche Maßnahmen und Infrastrukturprojekte wie Landgewinnung und Hafenanlagen. Aber auch die Versiegelung im unmittelbaren Küstenbereich durch die an Zahl und Größe immer stärker zunehmenden touristischen Infrastrukturprojekte und ihre Auswirkungen sollen nicht unerwähnt bleiben (z. B. Bebauungen direkt an der Küste, ggf. mit der Gefahr von Steilküstenabbrüchen). In küstenfernen Bereichen sind es bisher v.a. Bauwerke wie Mess-, Förder- oder Konverterplattformen und Offshore-Windenergieanlagen (OWEA), Wracks sowie die Verlegung von Rohrleitungen. Küstenschutzbauwerke haben eine Relevanz für landseitige Bereiche, die nicht unter den Geltungsbereich der MSRL fallen.

Bei der Errichtung von Bauwerken wird der Boden durch das Einbringen von Gründungselementen und Kolkschutzmaßnahmen lokal dauerhaft versiegelt.

In der deutschen Nordsee sind gegenwärtig (Stand: Juli 2011) 30 OWEA, 1 Erdgasförder-, 1 Erdölförder-, 3 Mess- und 5 Umspann-, Konverter- und Kompressionsplattformen errichtet, was insgesamt einen Verlust an Weichbodenhabitat von rund 3,3 ha bedeutet.

Stromkabel werden in deutschen Meeresgewässern 1-3 m tief im Meeresboden verlegt und führen daher zu keiner Versiegelung. Da der Anteil der auf dem Meeresboden freiliegenden Kabel- und Rohrleitungsstrecken nicht bekannt ist und der Flächenanteil als gering erachtet wird, erfolgt hier keine Quantifizierung.

Wirkungen

Durch die Errichtung von Bauwerken zum Küstenschutz, von Fundamenten der OWEA oder technischer Plattformen sowie des Kolkschutzes werden benthische Lebensräume (Weichboden) überbaut bzw. zerstört. Diese Auswirkungen sind dauerhaft und irreversibel, jedoch auf den unmittelbaren Standort der einzelnen Anlage begrenzt.

Die durch eine Verlegung von Kabeln im Meeresboden bedingten ökologischen Auswirkungen sind überwiegend kurzfristig und kleinräumig.

Der Anteil versiegelter Flächen, z.B. durch Leuchttürme, Dalben, Pegel und Ankersteine von Seezeichen und Tonnen, an der Gesamtfläche der deutschen Nordsee ist bisher gering, führt aber auf den versiegelten Flächen zum vollständigen und dauerhaften Verlust der ursprünglichen Biotoptypen und ihrer benthischen Lebensgemeinschaften.

Spezifische Bewertungen aufgrund bestehenden Gemeinschaftsrechts

Gegenwärtig gibt es keine international vereinbarten Kriterien zur Bewertung physischer Verluste.

4.2 Physische Schädigung

4.2.1 Veränderung der Verschlickung

Beschreibung

Mit Änderungen bei der natürlichen (vgl. Kapitel 3.1) sowie der eintrags- und eutrophierungsbedingten Sedimenttypenbildung, der Verschlickung, ist vornehmlich in strömungsarmen Küstengewässern zu rechnen.

Temporäre lokale Änderungen in der Sedimentverteilung im Wattenmeer sind ein Teil seiner natürlichen Dynamik und resultieren aus sich ständig ändernden Strömungen und dem Seegang/der Tide. Großräumige und langfristige Veränderungen werden eher durch strukturelle Änderungen der hydrodynamischen Bedingungen hervorgerufen.

Wirkungen

Die Verschlickung aufgrund einer erhöhten Sedimentation von feinen Partikeln führt zu einem Verlust an Substratvielfalt (Sand, Kies, Steine) und damit auch verschiedenartiger oft epibenthischer Lebensgemeinschaften von Pflanzen und Tieren. Die Vielfalt des Meeresbodens verarmt und es stellt sich eine überwiegend im Sediment lebende Weichbodenfauna ein. In natürlicherweise vorkommenden Schlickgründen kann auch der Rückgang des Schlickanteils, aufgrund von zurückgehenden natürlichen Verschlickungsprozessen, zu einer Verringerung an Substratvielfalt und Schlick-Lebensraum führen.

Spezifische Bewertungen aufgrund bestehenden Gemeinschaftsrechts

Gegenwärtig gibt es keine international vereinbarten Kriterien zur Bewertung von Veränderungen der Verschlickung.

4.2.2 Abschürfung

Beschreibung

Abschürfungen des Meeresbodens in unterschiedlicher Intensität resultieren in den deutschen Meeressgewässern hauptsächlich aus Fischereien mit grundberührenden Fanggeräten, wobei Baumkurren und Grundschleppnetze als Geräte überwiegen. Diese Fischereien haben direkte Wirkungen auf die Sedimentverteilung, die Habitatstruktur und die benthischen Lebensgemeinschaften (Fock et al., 2011). In der deutschen AWZ der Nordsee werden sie nahezu im gesamten Gebiet, einschließlich der ausgewiesenen FFH-Gebiete, durchgeführt (ICES, 2009; Pedersen et al., 2009).

Darüber hinaus werden Abschürfungen durch das Verankern von Schiffen hervorgerufen; die betroffene Fläche ist jedoch vergleichsweise gering.

Wirkungen

Die grundberührende Fischerei gilt im Rahmen der Abschürfung als die stärkste Störung der benthischen Gemeinschaften und der marinen Umwelt (Dayton, 1995; Jennings und Kaiser, 1998; Thrush et al., 2001). Die Intensität der Beeinträchtigung variiert mit der Art des Fischereigeschirrs, des jeweiligen Lebensraumtyps, der Artenzusammensetzung und des Sedimenttyps (Kaiser et al., 2006). Neben der direkten Entnahme von Organismen werden zahlreiche Arten durch die Fischereigeschirre und Scherbretter verletzt oder getötet.

In der deutschen AWZ der Nordsee hat die Baumkurrenfischerei zum Fang von Schollen und Seezungen den größten Einfluss auf den Meeresboden. Die bis zu 12 m breiten Baumkurren verursachen aufgrund ihrer zahlreichen Scheuchketten mit einer Eindringtiefe von bis zu 8 cm erhebliche negative Auswirkungen auf die Bodenstruktur und die Organismen der In- und Epifauna.

Küstennah belastet die Muschelfischerei in besonderem Maße die Struktur der Miesmuschelvorkommen, da die Muscheldredge sowohl Miesmuscheln als auch die Begleitfauna entfernt.

Die grundberührende Fischerei übt durch die selektive Entnahme einen direkten Einfluss auf die Fischfauna aus (u.a. Beifangproblematik, Kapitel 4.8).

Untersuchungen über die Langzeiteffekte der grundberührende Fischerei auf das Benthos der Nordsee zeigen, dass im Laufe des 20. Jahrhunderts innerhalb der stark befischten Bereiche die Biomasse der Bodenfauna zu- und der Artenreichtum abgenommen haben (Callaway, 2007; Craeymeersch et al., 2007; Schroeder et al., 2008; Reiss et al., 2009). Zudem hat eine Verschiebung der Gemeinschaftsstruktur von größeren, langlebigen Arten hin zu kleineren, opportunistischen Organismen stattgefunden.

Spezifische Bewertungen aufgrund bestehenden Gemeinschaftsrechts

Gegenwärtig gibt es keine international vereinbarten Kriterien zur Bewertung von Abschürfungen.

4.2.3 Selektive Entnahme

Beschreibung

Physische Schädigungen bei der selektiven Entnahme entstehen hauptsächlich durch Erdöl- und Erdgasgewinnung, Sand- und Kiesabbau sowie Unterhaltungsbaggerungen.

Innerhalb des Wattenmeeres findet die Ölförderung ausschließlich von der Mittelplate A, einer künstlichen Ölförderinsel im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer, statt. Die Ölförderung auf der Förderplattform beträgt jährlich etwa zwei Millionen Tonnen. Weitere Erschließungen der Ölfelder unter dem Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer erfolgen von außerhalb des Nationalparks. Nach deutschem Naturschutzrecht stellt die Ölförderung keine Entnahme aus dem Schutzgebiet dar.

Sand und Kies werden für Maßnahmen des Küstenschutzes, aber auch für kommerzielle Zwecke, gefördert. Kommerzielle Sedimententnahmen sind derzeit in den deutschen Meeresgewässern auf acht Feldern zugelassen.

Insgesamt schwankten die jährlichen Entnahmemengen 2005-2009 zwischen 1,4 und 36,2 Mio. m³. Die Maximalwerte resultieren aus den Baumaßnahmen für den Jade-Weser-Port in 2008/09 und wurden aus dem Küstenmeer entnommen. Die kommerzielle Sandentnahme ist im Nationalpark Wattenmeer nicht erlaubt. Ausnahme bilden Sandentnahmen für den Unterhalt der Schifffahrtsstraßen und zum Küstenschutz.

Grundsätzlich soll trotz des flächenhaften Abbaus das ursprüngliche Substrat erhalten bleiben, vorausgesetzt die Mächtigkeit der abbauwürdigen Sande, Kiessande und Kiese ist ausreichend. Im Fall einer selektiven Gewinnung wird entweder die Kies- oder die Sandfraktion wieder in die Wassersäule rückgeleitet.

Wirkungen

Direkte Auswirkungen der Förderung von Öl auf den umgebenden Lebensraum sind nicht bekannt (Kapitel 4.5).

Durch den Abbau von Sand und Kies ergeben sich erhebliche Auswirkungen auf die Sedimentverteilung an den Entnahmestellen in der deutschen Nordsee (Zeiler et al., 2004).

Negative Folgewirkungen für benthische Lebensgemeinschaften treten immer für einen mehrjährigen Zeitraum auf (Sutton und Boyd, 2009). Der Abbau kann lokal eine vollständige Entfernung der an der Oberfläche ansässigen benthischen Lebensgemeinschaften und, in Abhängigkeit von der Sedimentmächtigkeit, des Sediments bewirken, also zu einer vollständigen Zerstörung der vorhandenen Biotoptypen führen. Genehmigungspraxis ist jedoch, dass eine ausreichende Restmenge des ursprünglichen Substrats zum Zwecke der Wiederbesiedlung erhalten bleiben muss.

Neben der Entfernung der benthischen Organismen hat die marine Sedimentgewinnung auch indirekte Effekte auf die Benthosgemeinschaften. Die Rückführung von Teilen des zuvor entnommenen Materials kann zu einer Veränderung der Sedimentzusammensetzung und zu einer Überdeckung der benthischen Lebensgemeinschaften führen (Kapitel 4.1).

Auch bei der Gründung von OWEA und technischen Plattformen sowie der Verlegung von Kabeln kommt es kurzzeitig zur Aufwirbelung von Sedimenten und zur Ausbildung von Trübungsfahnen.

Durch die Trübungsfahnen und Sedimentverdriftungen werden besonders empfindliche Lebensgemeinschaften, wie z.B. Seegraswiesen oder Muschelbänke, im Wirkungsbereich des Abbaus beeinträchtigt.

Für Fische bedeuten Sand- und Kiesentnahmen eine (örtliche) Veränderung der Topographie und der hydrographischen Verhältnisse durch Bildung von Trübungsfahnen, Remobilisation chemischer Stoffe und verstärkter Sedimentation. Zudem können Sedimententnahmen grundsätzlich mit einem unmittelbaren Verlust von benthischen Lebewesen einhergehen. Durch stark erhöhte Schwebstoffkonzentrationen in der Wassersäule kann es zudem zu einer Verstopfung der Kiemen der Fische kommen, was physiologischen Stress bis hin zur Mortalität einzelner Individuen bedingen kann.

Spezifische Bewertungen aufgrund bestehenden Gemeinschaftsrechts

Gegenwärtig gibt es keine international vereinbarten Kriterien zur Bewertung der selektiven Entnahme abiotischer Ressourcen.

4.3 Sonstige physikalischen Störungen

4.3.1 Unterwasserlärm

Beschreibung

Einträge von Unterwasserlärm können in impulshafte und kontinuierliche Signale unterteilt werden. Während kontinuierliche Einträge stetig den natürlichen Hintergrundgeräuschpegel anheben, erhöhen impulshafte Signale kurzfristig das Lärmbudget einer Meeresregion. Relevante Quellen impulshafter Einträge von Unterwasserlärm in der deutschen Nordsee sind der Einsatz verschiedener Typen von Sonaren, die schallintensiven Bauarbeiten von Offshore-Windenergieanlagen, seismische Aktivitäten, Sprengungen (bspw. von Munitionsaltlasten) sowie der Einsatz von akustischen Vergrämern z.B. in der Fischerei. Die Schifffahrt, der Sand- und Kiesabbau und der Betrieb von Offshore-Windenergieanlagen stellen die wesentlichen kontinuierlichen Schalleinträge dar.

Sonare und Echolote

Vertikalecholote, die Schallfrequenzen von beispielsweise 50, 100 oder 200 kHz nutzen und einen Quellschallpegel von bis zu 235 dB re 1 μ Pa senkrecht zur Wasseroberfläche nach unten zum Meeresboden gerichtet senden und empfangen (OSPAR, 2009g), sind bei ihrem Einsatz in Handels- und Freizeitsschifffahrt notwendig für die Navigationssicherheit, ihre Anzahl wird aber nicht erfasst. Weiterhin werden auf Fischereifahrzeugen sogenannte Fischsonare eingesetzt. Die Deutsche Marine hat nach eigenen Angaben einige Mittelfrequenzsonare im Einsatz, die bei einem Quellschallpegel von bis zu 235 dB re 1 μ Pa hohe Reichweiten (Hildebrand, 2009) entfalten können. Militärische Aktivitäten mit Sonaren finden vorrangig in den ausgewiesenen Übungsgebieten der Deutschen Bucht statt. Hinzu kommt der Einsatz unterschiedlicher wissenschaftlich genutzter aktiver Schallquellen um beispielsweise Bodenuntersuchung für Windkraftanlagen, Kabelstrecken oder Gasleitungen durchzuführen.

Offshore-Windenergieanlagen

In der deutschen Nordsee ist das Testfeld "alpha ventus" mit 12 Windenergieanlagen in Betrieb genommen worden. Der erste kommerzielle Windpark BARD Offshore 1 wird seit 2010 realisiert und produziert mit den bereits errichteten WEA Strom. In der Nordsee wurden bei der Rammung von Stahlmonopiles im Windpark „Horns Reef“ Schalldruckpegel an der Quelle (Ramme) von 235 dB re 1 μ Pa gemessen (Tougaard et al., 2009). Messungen während der Errichtung des Testfelds "alpha ventus" ergaben eine Überschreitung des verbindlichen Grenzwertes von 160 dB re 1 μ Pa Schallexpositionspegel auf 750 Metern Entfernung zur Rammstelle von typisch 10, maximal 14 dB re 1 μ Pa, bei den Rammungen der ersten 15 Anlagen des Windparks BARD Offshore 1 von maximal 19,1 dB re 1 μ Pa.

Ergebnisse aus dem Betrieb von OWEA in der deutschen Nordsee liegen derzeit nicht vor.

Akustische Vergrämer die dazu dienen, marine Säugetiere zu ihrem eigenen Schutz aus einem Gebiet zu vertreiben, in dem Rammarbeiten bevorstehen, können bei der Errichtung von Offshore-Windparks lokal zumindest zeitweise eine bedeutende Lärmquelle darstellen.

Seismik

Bei der letzten relevanten seismischen Untersuchung 2007 auf der Doggerbank wurden Spitzenschallpegel von 263 dB re 1 μ Pa abgegeben. Dabei wurden zwei Arrays mit je 61 Airguns mit 0,3-0,4 Litern eingesetzt (BfN, 2007b).

Sprengungen

Es ist anzunehmen, dass noch bis zu 1,6 Mio. Tonnen konventionelle Munition in deutschen Gewässern der Nord- und Ostsee vorhanden sind, davon rund 1.300.000 Tonnen allein im Nordseebereich (vgl. Kapitel 4.5.1; Böttcher et al., 2011). Weiterhin befinden sich rund 90 Tonnen chemische Kampfstoffmunition in den deutschen Meeresgewässern vor Helgoland. Es sind keine Angaben über Anzahl und Intensität von Munitionssprengungen in diesem Gebiet verfügbar. Darüber hinaus führt die Deutsche Marine Sprengungen in deutschen Gewässern im Rahmen von Materialerprobung, Ausbildung und zur Beseitigung von Kampfmittelaltlasten durch. Hierbei kommt es in unmittelbarer Nachbarschaft zur Quelle (Abstand von 1 m) zu Schalldruckpegeln von bis zu 304 dB re 1 μ Pa (Hildebrand, 2009).

Vergrämer

Um Beifang von Kleinwalen zu begegnen, ist seit 2004 der Einsatz von akustischen Vergrämern mit einem Breitband- oder tonalem Signal je nach Typ von bis zu 145 dB re 1 μ Pa bei 10-160 kHz (Kindt-Larsen, 2008) in bestimmten Fischereien (welche Verwicklungs-, Stell- oder Treibnetze einsetzen) verpflichtend (EG-Verordnung 812/2004). Andere akustische Vergrämer speziell für Robben, die beispielsweise vor der Rammung von OWEA eingesetzt werden, erzeugen ein Breitbandsignal oder Töne von über 185 dB re 1 μ Pa.

Schifffahrt

Die Schifffahrt ist die wesentliche kontinuierliche Eintragsquelle von Unterwasserschall, welcher gebietsweise zu einer ständigen Hintergrundbelastung führt. In der Nordsee befinden sich einige der am intensivsten befahrenen Schifffahrtsrouten der Welt. Im Jahr 2005 wurden allein in der Deutschen Bucht über 68.000 Schiffsbewegungen von Schiffen mit einer Länge von mehr als 50 Metern registriert. Je nach Schiffstyp und Größe variiert die Intensität und Frequenz des Schalleintrags zwischen 158-190 dB re 1 μ Pa bei 7-430 Hz (Simmonds et al., 2003).

Sedimentgewinnung

Flächen zur Sedimentgewinnung befinden sich in der gesamten deutschen Nordsee. Eine kontinuierliche Sandgewinnung findet beispielsweise im Bewilligungsfeld "Westerland II" statt, wobei die verwendeten Hopperbagger unter Verwendung eines Stahlruders einen kontinuierlichen Breitbandpegel von bis zu 188,6 dB re 1 μ Pa erzeugen (Sakhalin Energy, 2004).

Wirkungen

Die emittierten Frequenzen von Echoloten, aber auch Signale durch akustische Vergrämer, überlappen mit den hochfrequenten Kommunikationssignalen von

Schweinswalen und können damit biologisch wichtige Signale überdecken (Tasker et al., 2010). Weiterhin stellt die Nutzung von militärischen Mittelfrequenzsonaren mit hohen Reichweiten, u.a. durch die Deutsche Marine, eine Bedrohung für marine Säugetiere dar (Frantzis, 1998; Dalton, 2006). Das Risiko von Verletzungen, Gehörschäden, Maskierung und Störungen besteht bei extrem lauten Schallimpulsen selbst noch in einer Entfernung von vielen Kilometern zur Schallquelle (Koschinski, 2011).

Die bei der Errichtung von Offshore-Windenergieanlagen durch Rammungen auftretenden Schallpegel haben das Potenzial marine Säugetiere und anderes marines Leben zu stören und innerhalb eines gewissen Radius physisch zu schädigen (Madsen et al., 2006). Lucke et al. (2009) stellten fest, dass bei einem Schweinswal bei einem Schallereignispegel von 164,3 dB re 1 μ Pa und einem Spitzenpegel von 199 dB re 1 μ Pa eine kurzfristige Schwerhörigkeit auftreten kann. Modellhafte Berechnungen auf Basis von Southall et al. (2007) zeigen, dass ein Schweinswal im Falle einer Fluchtbewegung bei einem Start in 750 Metern von der Rammstelle und einer Schwimmgeschwindigkeit von 6,2 Metern pro Sekunde durch die kumulative Schallbelastung, die beim Rammen einer Tripodkonstruktion unter den Gegebenheiten von „alpha ventus“ freigesetzt wird, einem Schallexpositionspiegel von 182,1 dB re 1 μ Pa ausgesetzt ist. Ist ein Mutter-Kalb-Paar mit einer Schwimmgeschwindigkeit von 1,5 Metern pro Sekunde betroffen, erhöht sich dieser Wert auf 189,5 dB re 1 μ Pa, im Falle eines erwachsenen Seehundes auf 183,3 dB re 1 μ Pa (Modellation durch P. Lepper, Loughborough University, pers. Kommunikation). Ein weiträumiges Fluchtverhalten wurde bei der Errichtung des Testfeldes „alpha ventus“ beobachtet, im Falle des dänischen Windparks „Horns Rev II“ fanden Ausweichbewegungen über 20 Kilometer statt. OWEA im Betriebszustand lassen keine Verletzungen des Gehörs erwarten, können jedoch Meideverhalten bewirken und damit Habitatverluste oder Barrierewirkungen zur Folge haben (ICES WGMME, 2010).

Auch im Hinblick auf kontextspezifisches Verhalten, wie dem Verweilen in Nahrungsgründen trotz hoher Lärmeinträge wie beispielsweise 2007 an Minkewalen auf der Doggerbank beobachtet, können irreversible Schädigungen durch seismische Aktivitäten die Folge sein (Janik, 2005). Neben den beabsichtigten dominierenden tiefen Frequenzen wird auch beträchtliche Energie in mittleren bis sehr hohen Frequenzen bis 150 kHz abgestrahlt, was mit Vokalisation- und Hörfrequenzen von Schweinswalen interferiert (BfN, 2007b).

Sehr hohe Lärmpegel, wie sie durch eine Schockwelle beispielsweise durch Sprengungen freigesetzt werden, können letale Folgen für marine Säugetiere haben (Nützel, 2008). Neben auditorischen können auch nicht-auditorische Schädigungen in anderen Gewebearten auftreten. Basierend auf den Ergebnissen von Lucke et al. (2009) tritt bei einem Schweinswal bei einem Spitzenpegel von 199 dB re 1 μ Pa eine kurzfristige Schwerhörigkeit auf. Dies erfordert eine Vielzahl sektoraler Maßnahmen bei gleichzeitig kumulativer Betrachtung und Kontrolle. Bei einer 15 Kilogramm-Sprengung, wie sie 2008 vor Heidkate durchgeführt wurde, ist dieser Pegel in einer Entfernung von ca. 14 Kilometern erreicht (Nützel, 2008).

Der Einsatz von Vergrämern in der Fischerei zielt darauf ab, marine Säugetiere von Stellnetzen fernzuhalten und bewirkt in Bereichen mit intensiver Stellnetzfisherei

(Culik et al., 2001; Carlström et al., 2002 und 2009; ASCOBANS, 2009a) Vertreibungseffekte.

Kontinuierliche Lärmeinträge vor allem durch die Schifffahrt, aber auch durch den Sand- und Kiesabbau, können Auswirkungen auf das Vorkommen von Walen haben, aber vor allem ihre Kommunikationssignale maskieren. Das schränkt den akustischen Radius ein, innerhalb dessen sie sich verständigen und orientieren können. Schnelle Sportboote und Schnellfähren in Flachgewässern können Fluchtreaktionen bei Walen hervorrufen.

Spezifische Bewertungen aufgrund bestehenden Gemeinschaftsrechts

Es liegen bislang zu wenige Daten zur natürlichen und anthropogenen Lärmbelastung der deutschen Nordseegebiete vor, um gegenwärtig eine Evaluierung im Sinne der Anfangsbewertung für die MSRL zu leisten. Anthropogener Unterwasserschall gilt laut OSPAR als einer der wichtigsten Belastungsfaktoren mit deutlichen Hinweisen auf negative Effekte auf marines Leben. Weiterhin wird die Notwendigkeit von Minderungsmaßnahmen konstatiert. Im QSR (OSPAR, 2010) attestiert OSPAR für Region II (Greater North Sea) eine hohe und zunehmende Schallbelastung infolge intensiver menschlicher Nutzungen und die Notwendigkeit, die Effekte der steigenden Einträge kumulativ für die verschiedenen Quellen zu erfassen und Bewertungsverfahren zu entwickeln, um die biologischen Auswirkungen adäquat quantifizieren zu können.

In der deutschen Nordsee ist die Errichtung zahlreicher Windenergieparks geplant. In der AWZ sind 23 Parks in den Vorranggebieten „Südlich Amrumbank“, „Östlich Austerngrund“ und „Nördlich Borkum“ und weitere außerhalb der Vorranggebiete genehmigt. Das bedeutet für den Fall der Realisierung, dass künftig sowohl die impulshaften Schall-Einträge (in der Errichtungsphase) als auch die kontinuierlichen Einträge (in der Betriebsphase) ansteigen werden.

4.3.2 Abfälle im Meer

Beschreibung

Etwa 20.000 Tonnen Abfall werden jährlich in die Nordsee eingetragen, wovon 15% im Wasser, 70% auf dem Meeresboden und 15% an den Stränden verbleiben (OSPAR, 1995; The Ocean Conservancy, 2004).

Strände in der OSPAR-Region weisen durchschnittlich eine Belastung von 712 Müllteilen pro 100 Meter Küstenlinie auf (OSPAR, 2010).

Während die Müllbelastung aus den Bereichen Fischerei und Aquakultur im Nordostatlantik in den Jahren 2000 bis 2006 stark zugenommen hat, zeigte die Analyse anderer Müllquellen weder Zu- noch Abnahmen. Standardisiertes Spülsaummonitoring wird in der deutschen Nordsee seit 2002 durchgeführt. Dreiviertel der zwischen 2002-2008 in den Spülsäumen gefundenen Müllteile bestanden aus Plastik und/oder Styropor (Fleet et al., 2009) (Abbildung 4.1). Die am häufigsten gefundenen Müllteile mit 30% Anteil an der Gesamtbelastung waren Taue, Leinen und Netze. Weitere 28% bestanden aus verschiedenen Verpackungsmaterialien, Teile aus Plastik unbekannter Herkunft waren mit 16% vertreten.

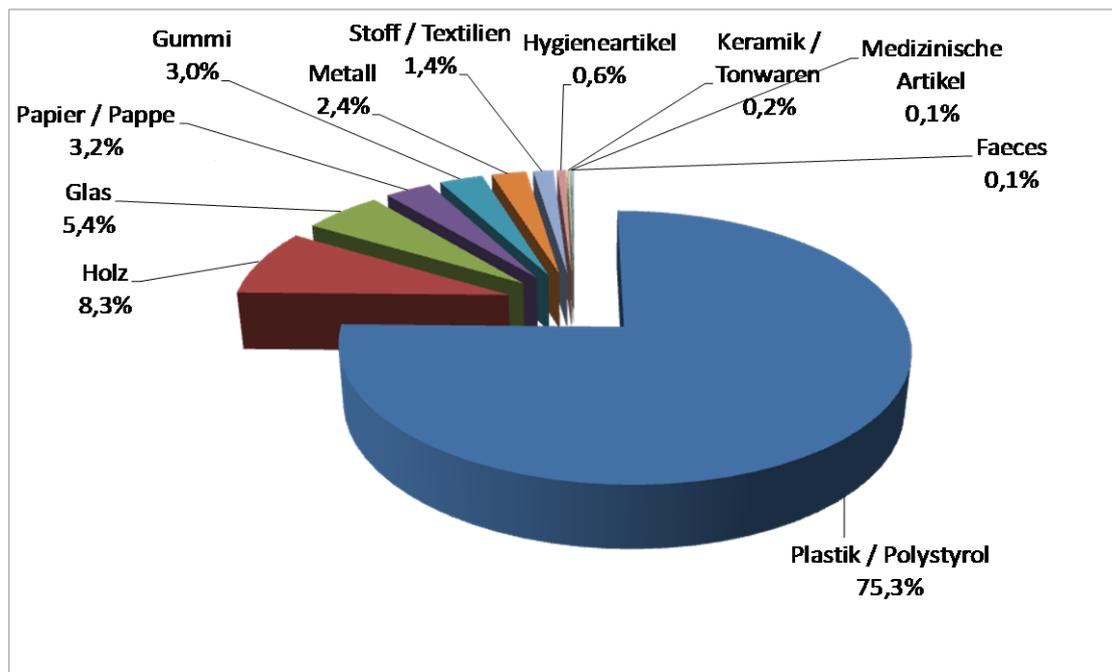


Abb. 4.1: Aufteilung von Abfallteilen nach elf Kategorien, die während des OSPAR „Beach Litter Monitoring“ an Stränden des Wattenmeers im Zeitraum 2002-2008 gefunden wurden.

Es wird geschätzt, dass sich allein 600.000 m³ Müll auf und im Meeresboden der Nordsee befinden (OSPAR, 1995). Eine Differenzierung des benthischen Mülls wurde 2007 exemplarisch durch das Alfred-Wegener-Institut analog zu den Spülsaumuntersuchungen durchgeführt, was die dort beobachteten Trends bestätigt (Krone, pers. Komm.). Während flächendeckender Befliegungen der deutschen Nordsee wurden hohe Mülldichten und ein Zusammenhang zwischen Schiffs- und Mülldichte beobachtet (Herr, 2009). Mülltrennung an Bord, Kontrollen auf See und die Bereitstellung effektiver und standardisierter Hafenauffanganlagen für Schiffsabfälle zur Entsorgung an Land erhalten damit eine höhere Bedeutung.

Im Zeitraum 2002-2006 fanden sich in den Mägen von entlang der Nordseeküste gesammelten toten Eissturmvögeln im Durchschnitt 32,4 Müllteile pro Individuum mit einem Durchschnittsgewicht von 0,3 Gramm.

Wirkungen

Die ökologischen Auswirkungen der oralen Aufnahme von Plastikmüll durch Seevögel und andere marine Organismen wurden intensiv dokumentiert. Seevögel verspüren durch Plastikteile im Magen ein ständiges Sättigungsgefühl - die Kondition und Fitness der Tiere werden wesentlich beeinflusst und viele von ihnen verhungern. Zwei von 47 in den Jahren 1998 bis 2006 durch das FTZ-Westküste analysierten Schweinswalen hatten Nylon- und Plastikmaterial im Magen. Von 24 zwischen 1997 bis 2007 untersuchten Seehunden war ein Tier von Plastikabfällen im Magen betroffen.

Das Verheddern und die Strangulierung von Meeresorganismen in Müllteilen wie verloren gegangenen Fischereinetzen betreffen vor allem viele Seevogelarten. Lange Beobachtungsreihen (1976-1985) auf Helgoland zeigen, dass sich die Rate der in Netzresten verstrickten Basstölpel auf 29% der Gesamttoftunde beläuft. Insgesamt

wird ein signifikanter Anstieg an Totfunden verstrickter Seevögel an der deutschen Nordseeküste von $0,23 \pm 0,11\%$ für die Jahre 1992-2003 hin zu $0,35 \pm 0,06\%$ für die Jahre 2004-2007 verzeichnet (Camphuysen, 2008). Zwei der 1596 tot aufgefundenen und vom FTZ Westküste untersuchten Seehunde im Zeitraum 1997-2008 hatten sich in Fischereinetzen verheddert, der Kopf eines weiteren Individuums war in einem Plastikring verfangen.

Weitere, noch nicht weiter analysierte, Auswirkungen von Abfällen im marinen Bereich sind Habitatbeeinträchtigung durch Abschürfungen und Veränderungen in der Sauerstoffverfügbarkeit beispielsweise durch das Bedecken von Bereichen des Meeresbodens, sowie die Schädigung von fragilen (sessilen) benthischen Organismen.

Insbesondere kleine Plastikpartikel absorbieren chemische Substanzen, die in den Organismus (Seevögel, Fische, Detritoren und Filtrierer) gelangen, der sie verschluckt bzw. aufnimmt. Basierend auf Analysen von Muscheln gibt es erste Hinweise darauf, dass die Kunststoffpartikel in das Kreislaufsystem übergehen und eine erhöhte Immunabwehr auf molekularer Ebene hervorrufen. Untersuchungen an marinen Säugetieren zeigen außerdem, dass Kunststoffpartikel über das Nahrungsnetz aufgenommen wurden, indem mit Kunststoff belasteter Fisch gefressen wurde. Da Kunststoffe außerdem hormonwirksame Additive wie Weichmacher abgeben, können weitere chemisch-toxische Effekte auftreten. Diese Effekte können zu einer Anreicherung von Schadstoffen in Organismen und im Nahrungsnetz führen.

Spezifische Bewertungen aufgrund bestehenden Gemeinschaftsrechts

Laut OSPAR sind die Mengen an Abfällen im Konventionsgebiet trotz Reduktionsbemühungen „unakzeptabel hoch“ und stellen ein beständiges Problem für die gesamte Meeresumwelt (OSPAR, 2010) dar. Bisher sind Aussagen zu Trends in den Müllbelastungen der deutschen Meeresgebiete nur aus den Ergebnissen des OSPAR-Monitorings sowie den Beobachtungen an der deutschen Wattenmeerküste in den Jahren 1991-2002 ableitbar. Erste Aussagen lassen sich über eine Korrelation zwischen Müll an der Meeresoberfläche und der Schiffsdichte treffen. Für Müll im Magen von Eissturmvögeln läuft ein entsprechendes Monitoring und es wurde ein Qualitätsziel entwickelt, das gleichzeitig als Indikator für die Müllbelastung an der Meeresoberfläche dient.

Für alle anderen Aspekte wie die Belastung der marinen Umwelt mit Mikroplastik oder weitere negative ökologische Auswirkungen wie Strangulierung liegen Hinweise vor, die verifiziert werden müssen.

4.4 Interferenzen mit hydrologischen Prozessen

4.4.1 Signifikante Änderungen des Temperaturprofils

Beschreibung

Anthropogen verursachte Änderungen im Temperaturprofil werden vor allem durch Erwärmung durch unterseeische Stromkabel und Kühlwassereinleitungen von Kraftwerken bewirkt.

Im Bereich der deutschen Nordsee sind zahlreiche nationale und internationale Kabeltrassen für unterseeische Stromkabel vorhanden (OSPAR, 2009d, 2010; BSH, 2010). Eine große Zahl befindet sich zurzeit für die Windkraftanlagen in der Planung oder im Bau.

Modellierungen die im Rahmen von Umweltverträglichkeitsprüfungen für stromabführende Kabel von Offshore-Windparks durchgeführt wurden, haben gezeigt dass in der Regel bei Berücksichtigung einer entsprechenden Verlegetiefe keine für die Schutzgüter Boden und Wasser relevante Erwärmung durch den Kabelbetrieb und keine Freisetzung von Schadstoffen zu erwarten ist.

Eine direkte Einleitung von Kühlwasserwärme durch Kraftwerke in die niedersächsischen Küstengewässer der Nordsee erfolgt zurzeit durch ein bestehendes Kohlekraftwerk (750 MW) in Wilhelmshaven. Ein weiteres Kohlekraftwerk (800 MW) befindet sich im Bau und geht voraussichtlich 2011 ans Netz. In Schleswig-Holstein leitet zurzeit kein Kraftwerk direkt in die Küstengewässer der Nordsee ein. Auch für Einleitungen aus Kraftwerken und Betrieben an den Flüssen des Binnenlands und an den Übergangsgewässern von Elbe, Weser und Ems kann von keiner nennenswerten Wirkung auf das thermische Regime der Küstengewässer ausgegangen werden.

Um die gewässerökologische Verträglichkeit zu gewährleisten, werden verschiedene Aspekte der Wärmeausbreitung im Gewässer innerhalb der Genehmigungsverfahren geprüft. Das Hauptaugenmerk wird dabei auf kritische Temperaturen und kritische Sauerstoffwerte gelegt.

Wirkungen

Durch eine Wassererwärmung infolge von Kühlwasserrückgabe kommt es lokal zu einer Änderung der natürlichen physikalischen Eigenschaften des Gewässers und damit zu einer Beeinflussung der biologischen Stoffwechselprozesse der Organismen. Wenn die Menge des erwärmten Wassers in einem ungünstigen Verhältnis zur Gesamtgröße des Wasserkörpers steht, oder wenn die Dynamik des Wasserkörpers so gering ist, dass die Wärme persistent bleibt, können die physikalischen Eigenschaften des gesamten Gewässers beeinflusst werden. Während bei hohen Temperaturen direkte Effekte zu messen sind, sind langfristige langsame Effekte im räumlichen und zeitlichen Kontext kaum zu erfassen.

Der unmittelbarste Effekt einer Temperaturerhöhung ergibt sich aus den physiologischen Reaktionen der vorhandenen Organismen. Jede Art weist einen spezifischen Temperaturbereich auf, in dem ihre physiologischen Prozesse optimal ablaufen können. Überschreiten die Umgebungstemperaturen die Obergrenze dieses Bereichs, kommt es zu Stress bis hin zur Mortalität, in Abhängigkeit von Dauer und Stärke der Temperaturerhöhung.

Von den aquatischen Organismen sind Fische im Allgemeinen am empfindlichsten gegenüber hohen Temperaturen. Für stenotherme³ Arten wie z.B. die Heringsartigen kann bereits eine Temperatur von 22 °C letal sein. Bei demersalen Fischarten wie den Plattfischen wirken Temperaturen von 23-28 °C letal, wenn sie diesen länger ausgesetzt sind.

³ Als stenotherm werden Arten bezeichnet die nur einen engen Temperaturbereich tolerieren.

Fische können Bereichen mit schlechten Umweltbedingungen ausweichen. Dies gilt auch für die Warmwasserfahnen von Kraftwerken. Anders liegt der Fall beim Makrophytobenthos, Plankton und vielen benthischen Wirbellosen.

Faktoren wie Salzgehalt, Wasserhärte und z.B. der hydrostatische Druck wirken sich auf die Temperaturtoleranz aus. Wenn mehrere Stressfaktoren zusammenwirken, verstärken sie den negativen Einfluss erhöhter Temperaturen.

Mit der Erwärmung des Wassers geht eine Verminderung der physikalischen Sauerstofflöslichkeit einher. Geringe Sauerstoffgehalte können Auswirkungen auf die im Wasser lebenden Wirbellosen und insbesondere Fische haben. Des Weiteren können erhöhte Temperaturen zur Entkopplung der natürlichen saisonalen Zyklen führen. So kann eine wärmebedingte Intensivierung der Stoffwechselprozesse (und somit der Wachstumsprozesse) zu einer Vorverlegung der Reproduktionsphase bei Wirbellosen und Fischen führen. Zu Zeiten eines erhöhten Nahrungsbedarfes in der Larval- und Juvenilphase kann es daher vorkommen, dass kein (ausreichendes) Nahrungsangebot (z.B. Phytoplankton) zur Verfügung steht.

Insgesamt kann für die Einleitung von warmem Wasser ein relativ begrenzter Wirkraum angenommen werden, da eine signifikante Erhöhung der Temperaturen nur lokal gegeben ist. Der Gesamteinfluss auf das Ökosystem der Nordsee ist insbesondere im Vergleich zu anderen Belastungen die großräumiger wirken (z.B. Fischerei, Eutrophierung) sehr gering. In den betroffenen Bereichen kommt es jedoch kleinräumig zu Lebensraumverlusten und im Umfeld zu stressbedingten Beeinträchtigungen der Lebensgemeinschaften. Wenn in den kritischen Grenzbereichen der Temperaturbandbreite noch zusätzliche Stressfaktoren hinzukommen, treten synergetische Effekte auf, die sich kumulativ verstärken können. Zu beachten ist weiterhin, dass die lokalen Auswirkungen von Kühlwassereinleitungen auf die globale Erwärmung infolge des Klimawandels aufsetzen.

Spezifische Bewertungen aufgrund bestehenden Gemeinschaftsrechts

Bisher sind - bis auf die EU-Muschelgewässerrichtlinie (Richtlinie 2006/113/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Dezember 2006 über die Qualitätsanforderungen an Muschelgewässer) - keine internationalen Regelungen zur direkten Bewertung von signifikanten Temperaturerhöhungen bekannt. In der EU-Muschelgewässerrichtlinie ist für den Bewertungsparameter Temperatur ein Richtwert von $\Delta 2$ Grad festgelegt.

Die Wirkungen einer signifikanten anthropogenen Temperaturerhöhung treten sehr lokal auf und können nur vor den individuellen Bedingungen des Einleitungspunktes und der Sensitivität der Gewässerumgebung betrachtet werden. Lokal abgestimmte Lastpläne mit entsprechenden Kontrollwerten (Temperatur, Sauerstoff, Salinität) regeln die Bedingungen der Einleitung und deren Überwachung.

4.4.2 Signifikante Änderungen des Salinitätsprofils

Beschreibung

Die aktuellen Salzeinleitungen in die niedersächsischen Übergangs- und Küstengewässer stammen aus der Herstellung (Solung) von Kavernen zur Lagerung von Gas und Erdöl. Bisher wurden genehmigte Mengen nur zu kleinen Teilen ausgeschöpft, erst seit 2008 werden wieder zahlreiche Kavernen gebaut und die bestehenden Genehmigungen ausgeschöpft. Zumindest einige Einleitungen in den

Übergangsgewässern wirken auch in den Küstengewässern bzw. sind dort nachweisbar. Über die Flusssysteme werden auch die Abwässer aus dem Kalibergbau (z.B. Weser) in die Küstengewässer transportiert, entfalten dort aber aufgrund der Verdünnung im Unterlauf keine Veränderung der Salinität.

In dem gelösten Steinsalz sind natürlicherweise Schwermetalle in geringen Konzentrationen vorhanden, die mit der Sole in das Gewässer gelangen. In Schleswig-Holstein gibt es Salzeinleitungen in die Nordsee nur durch die Meerwasserentsalzungsanlage zur Trinkwassergewinnung auf Helgoland. Wasserrechtlich erlaubt ist für diese Anlage eine Einleitungsmenge von 500.000 m³ Solekonzentrat pro Jahr. Eine Veränderung des natürlichen Salzgehaltes im Küstengewässer um Helgoland (WRRL-Typ N5) ist dadurch nicht zu besorgen.

Wirkungen

Die Einleitung von Salz in die Küstengewässer führt lokal zu einer direkten Belastung der Gewässerflora und -fauna. Des Weiteren können Verschiebungen natürlicher Salzgehaltszonen (Brackwasserzonen), Schichtungsänderungen sowie Barriereeffekte (z.B. für wandernde Fischarten) auftreten. Die Wirkungen auf die Biologie reichen von tolerierbaren Veränderungen des natürlichen Salzgehalts (physiologische Adaptation), ersten Stoffwechsel- oder Atmungsproblemen der Organismen über Lähmungen bis zu einer letal toxischen Wirkung überhöhter Salzgehalte.

Im unmittelbaren Bereich der Einleitung sind Salzgehalte zu erwarten, die weit über dem Salzgehalt des Meerwassers liegen und eine letal toxische Wirkung entfalten die kleinräumig zu einem Verlust der benthischen Gemeinschaft und einem Habitatverlust führen können. Der Wirkungsradius der Salzfrachten hängt von der Differenz der natürlichen Salinität im Umfeld sowie den hydrologischen Bedingungen ab (Strömung, Durchmischung), da diese die Verdünnung der Salzkonzentrationen bestimmen.

Wo die Salzkonzentration im Umfeld der Einleitungen über den natürlichen Hintergrundwerten liegt, ist eine Veränderung des Artenspektrums und der Abundanz des Zoobenthos, der Makrophyten und in gewissem Grad auch der Fische möglich, da der Salzgehalt das Vorkommen der Organismen bedingt.

Die durch die Salzeinleitungen erzeugten oder verstärkten Salzgehaltsschwankungen können für die Organismen osmotischen Stress erzeugen, der ihre Vitalität vorübergehend herabsetzt. Häufige und starke Schwankungen können zu einer erhöhten Mortalität und geringeren Wachstumsraten führen. Wenn die Zusammensetzung der eingeleiteten Salze von der des natürlichen Meerwassers abweicht, können Salzeinleitungen (z.B. aus dem Kalibergbau) auch zu einer Verschiebung des Ionenverhältnisses führen. Von besonderer Relevanz ist das Verhältnis von Natrium zu Kalium, da dieses bei der osmotischen Regulierung von aquatischen Wirbellosen und Fischen eine entscheidende Rolle spielt. Die Toleranz der einzelnen Arten ist artspezifisch und kann auch für verschiedene Entwicklungsstadien unterschiedlich sein.

Insgesamt kann für die Einleitung von Salzen ein relativ begrenzter Wirkraum angenommen werden, da eine signifikante Erhöhung der Salinität nur lokal gegeben ist. Der Gesamteinfluss auf das Ökosystem der Nordsee ist insbesondere im Vergleich zu anderen Belastungen die großräumiger wirken (z.B. Fischerei, Eutrophierung) sehr gering. In den betroffenen Bereichen kommt es jedoch

kleinräumig zu Lebensraumverlusten und im Umfeld zu stressbedingten Beeinträchtigungen der Lebensgemeinschaften. Wenn in den kritischen Grenzbereichen der Salinitätsbandbreite noch zusätzliche Stressfaktoren hinzukommen, treten synergetische Effekte auf, die sich kumulativ verstärken können.

Spezifische Bewertungen aufgrund bestehenden Gemeinschaftsrechts

Bisher sind - bis auf die EU-Muschelgewässerrichtlinie - keine internationalen Regelungen zur direkten Bewertung von signifikanten Änderungen des Salinitätsprofils bekannt. In der EU-Muschelgewässerrichtlinie ist der Salzgehalt ein Bewertungsparameter, mit einem imperativen (ist einzuhalten) Wert von Δ 10% Abweichung vom natürlichen Salzgehalt.

Die Wirkungen einer signifikanten Änderung des Salinitätsprofils treten sehr lokal auf und können nur vor den individuellen Bedingungen des Einleitungspunktes und der Sensitivität der Gewässerumgebung betrachtet werden. Lokal abgestimmte Lastpläne mit entsprechenden Kontrollwerten (Temperatur, Sauerstoff, Salinität) regeln die Bedingungen der Einleitung und deren Überwachung.

4.5 Kontamination durch gefährliche Stoffe

4.5.1 Beschreibung der Einträge

Schadstoffe sind nach wie vor in teilweise ökotoxikologisch relevanten Konzentrationen in der Nordsee nachzuweisen, und viele der persistenten, bioakkumulativen und toxischen Stoffe werden noch Jahrzehnte nach ihrem Verbot in erheblichen Konzentrationen in der Meeresumwelt zu finden sein (SRU, 2004; BfN, 2006b).

Eintrag synthetischer Verbindungen (z.B. prioritäre Stoffe im Sinne der Richtlinie 2000/60/EG z.B. Pestizide, Arzneimittel, Bewuchshemmer)

Synthetische Verbindungen werden über die Flüsse, aber auch über den Luftpfad, die Schifffahrt, die Erdöl- und Erdgasindustrie und beim Bau und Betrieb von OWEA in die Nordsee eingetragen.

Für die prioritären Stoffe der WRRL könnten die Frachten aus den Überwachungsergebnissen der Messstellen an der Grenze Übergangsgewässer-Küstengewässer berechnet werden. Ein umfassender Einblick über die Einträge in die Nordsee ist aber erst mit der Vorlage des Inventars nach Artikel 5 der UQN-RL zu erwarten.

Persistente organische Schadstoffe (POP) werden auch über den Luftpfad in die Meere eingetragen. Bei einzelnen Komponenten zeigt sich seit 1999 ein klar abnehmender Trend der atmosphärischen Deposition, z.B. ein Rückgang bei Lindan um ca. 85% zwischen 1999 und 2009. Für einige der Stoffe fehlen zurzeit noch Quantifizierungen.

Grundsätzlich gibt die Abschätzung der Einträge über die Flüsse zwar einen wichtigen Anhaltspunkt für die Belastung der Nordsee, eine zuverlässige Aussage über die tatsächlich im Meer vorliegenden Schadstoffverteilung lassen sich daraus

jedoch nicht ableiten, da Transport und Verdünnung, Sedimentation und Resuspension, Verdunstung und Degradation die Schadstoffgehalte vielfältig variieren.

Die Einträge von TBT aus Antifoulinganstrichen von Schiffen nehmen infolge der Verbote durch die EG-Verordnung 782/2003 und des AFS-Übereinkommens (International Convention on the Control of Harmful Antifouling Systems on Ships) ab. Laut OSPAR QSR (OSPAR, 2010) kann der Eintrag von TBT bei Umsetzung der gegebenen Maßnahmen bis 2020 beendet sein, jedoch zeigen alternativ genutzte Anstriche auch problematische Eigenschaften.

Die Mittelplate A als einzige Ölförderplattform in der deutschen Nordsee liegt im streng geschützten Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer. Die Förderinsel hat deshalb eine Nulleinleitung zur Auflage. Um die ökologischen Folgen des Bohrstandorts zu prüfen, werden während des gesamten Betriebszeitraumes Überwachungsmaßnahmen durchgeführt. Bisher wurden keine negativen Effekte festgestellt.

Hinsichtlich der Förderung von Erdgas hat die Bohr- und Förderplattform A6-A im Jahr 2000 im äußersten Zipfel (sogenannter „Entenschnabel“) der AWZ ihre Produktion aufgenommen. Laut Planfeststellungsbeschluss kann es unter Umständen beim Betrieb der Plattform zu Schadstofffreisetzungen und -belastungen kommen. Die aus den Abdrucktests von Erdgas-Rohrleitungen stammenden Chemikalien (Antifouling-Mittel und Sauerstoff-Reduktionsmittel) werden in hoher Verdünnung in den Wasserkörper eingeleitet. Darüber hinaus sind zum Schutz der Rohrleitung vor äußerer Korrosion in regelmäßigen Abständen Opferanoden aus Zink und Aluminium angebracht, die nur in geringen Mengen gelöst und in die Wassersäule freigesetzt werden.

Beim Betrieb der OWEA kann es potenziell zu Verunreinigungen der Meeresumwelt kommen, jedoch ist für die Errichtung und den Betrieb von OWEA in deutschen Küstengewässern und der deutschen AWZ für anfallende Abfälle und verbrauchte Betriebsstoffe eine ordnungsgemäße Entsorgung an Land vorgeschrieben. Bei Sedimentumlagerung und ggf. auch einer Kolkbildung können, sofern eine entsprechende Vorbelastung vorliegt, Schad- und Nährstoffe aus dem Sediment in das Meerwasser eingetragen werden. Während gegenwärtig aufgrund der wenigen existierenden Anlagen kein Problem hinsichtlich Schadstoffeinträge von OWEA in das deutsche Nordseegebiet besteht, muss für zukünftige Bewertungen gemäß Artikel 8 MSRL der starke Ausbau der Offshore-Windkraft berücksichtigt werden.

Vor allem im Rahmen des 2. Weltkriegs und insbesondere in den unmittelbaren Nachkriegsjahren sind schätzungsweise bis zu 1,5 Mio. Tonnen an Kampfmitteln in den deutschen Nordseebereich eingebracht worden. Vorrangig handelt es sich um konventionelle Munition wie Granaten, Bomben, Minen und Torpedos (Böttcher et al., 2011). Ein Schwerpunkt der Belastung liegt in niedersächsischen Küstengewässern. Während Fischer bis 1952 eine nicht quantifizierbare Menge bargen, führten in den Folgejahren bis 1958 Entsorgungsfirmen die Bergung und Verschrottung von schätzungsweise insgesamt 250.000 Tonnen vormals versenkter Munition durch. Es ist anzunehmen, dass noch bis zu 1,3 Mio. Tonnen an Kampfmitteln im deutschen Nordseebereich vorhanden sind (Böttcher et al., 2011). Gesicherte Erkenntnisse über die Versenkung von chemischer Munition liegen nur für ein rund 2,6 sm südlich Helgoland liegendes Gebiet vor: In der dortigen Helgoländer Tiefen Rinne (auch

„Helgoländer Loch“) befinden sich noch rund 90 Tonnen im Jahr 1949 dort versenkter Granaten mit einer ehemaligen Gesamtfüllmenge von ca. 12 Tonnen des Nervenkampfstoffs Tabun. Die im Rahmen des Berichts einer Bund/Länder-Arbeitsgruppe erstellte Karte weist ihrer Systematik entsprechend 21 munitionsbelastete Flächen (davon 7 Munitionsversenkungsgebiete) in den deutschen Meeresgewässern der Nordsee aus. Weiterhin wird davon ausgegangen, dass nach wie vor nur ein geringer Teil der tatsächlich durch Kampfmittel belasteten Flächen bekannt ist (Böttcher et al., 2011). In Seekarten sind derzeit 12 „unrein(Munition)“-Gebiete erfasst, davon eines in der AWZ und 11 Gebiete im deutschen Hoheitsgebiet (6 vor der Küste Schleswig-Holsteins und 5 im Küstenbereich Niedersachsens).

Eintrag nicht synthetischer Verbindungen (Schwermetalle, Kohlenwasserstoffe)

Relevante Eintragspfade für nicht-synthetische Verbindungen sind Flusseinträge, Einträge über den Luftpfad, die Schifffahrt, die Erdöl- und Erdgasindustrie und OWEA.

Die Quecksilber- und Cadmium-Einträge über Elbe, Weser und Ems in die Nordsee sind seit Jahren rückläufig (2008 nur noch 12% Quecksilber und 38% Cadmium der Einträge im Bezugsjahr 1990) (Abbildung 4.2). In der Eider ist kein eindeutiger Trend nachweisbar. Maßnahmen wie modernisierte Abwasserreinigungstechniken trugen entscheidend zur Abnahme bei. Gelegentlich werden erhöhte Konzentrationen gemessen, insbesondere nach niederschlagsreichen Perioden mit nachfolgendem Hochwasser (2002), das die in den Flusssedimenten akkumulierten Schadstoffe mobilisiert und damit zu einem stark erhöhten Schwermetalleintrag in die Küstengewässer führt. Für die Schwermetalle Cadmium, Quecksilber, Zink, Kupfer und Blei zeigt sich ein Rückgang der Einträge in die Oberflächengewässer im deutschen Nordseeinzugsgebiet. Die größten Eintragsreduzierungen konnten für Quecksilber und Cadmium erreicht werden.

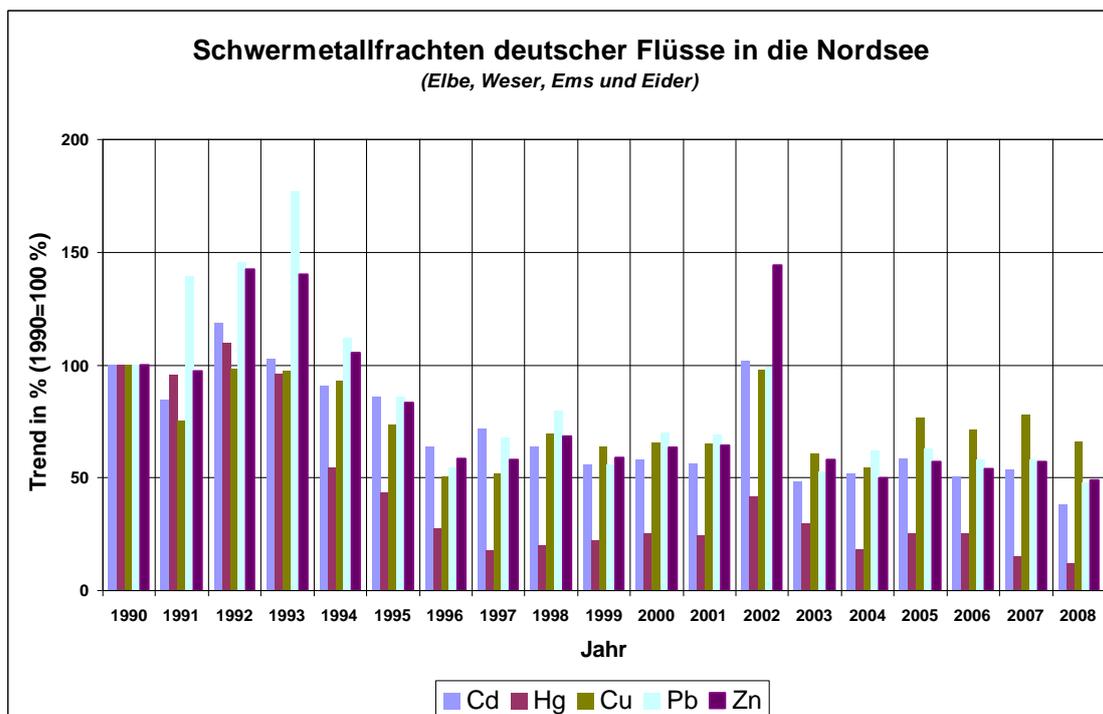


Abb. 4.2: Schwermetalleinträge über die deutschen Zuflüsse in die Nordsee (Jahr 1990 = 100%) (Umweltbundesamt nach Angaben der Küstenländer für Berichterstattung OSPAR, Stand: 2009).

Die atmosphärischen Einträge von Schwermetallen, gemessen an der Messstation Westerland auf Sylt zeigen abnehmende Trends.

Beim Schiffsbetrieb kommt es durch die überwiegende Verwendung von Schweröl als Schiffstreibstoff zu einem Ausstoß von Schwermetallen (V, Ni) sowie NO_x, SO_x, CO₂, PAH und Rußpartikeln. Mit Inkrafttreten der revidierten Anlage VI - Regeln zur Verhütung der Luftverunreinigung durch Seeschiffe - zu MARPOL 73/78 am 01. Juli 2010 gelten in der Nordsee, die als SO_x-Emissionsüberwachungsgebiet (SECA) ausgewiesen ist, strengere Vorschriften. Schiffe dürfen nur noch Treibstoff mit einem maximalen Schwefelgehalt von 1% verwenden oder mit Hilfe von Abgasnachbehandlungstechnik den Grenzwert einhalten. Ab 2015 gilt ein Grenzwert von 0,1%.

Durch den regelmäßigen Schiffsbetrieb gelangen Öl und Schadstoffe nur in sehr begrenztem Umfang ins Meer (etwa Dichtungsöl am Wellenschiff). Zulässig ist das Einleiten von Bilgewasser aus der Maschinenraumbilge, wenn das Schiff in Fahrt ist und der Ölgehalt des Ausflusses unverdünnt nicht mehr als 15 ppm beträgt und zusätzliche Kontrollmechanismen angewandt werden. Das absichtliche Einleiten von Öl in die Nordsee als Sondergebiet ist nach MARPOL Anlage I und dem Strafgesetzbuch grundsätzlich verboten. Öl kann auch bei Schiffsunfällen in Wasser und Sediment eingetragen werden. Aus den Daten der flugzeuggestützten Überwachung des Küstenmeeres und der AWZ der Nordsee geht hervor, dass die Anzahl der gemeldeten Ölverschmutzungen mit 54 in 2007, 58 in 2008 und 41 in 2009 abgenommen hat (BSH, Fachsystem Gewässerverunreinigung, o. J.). Das Einleiten von Schiffsabwasser in das Meer ist nach Anlage IV Regel 11 Absatz 1 des MARPOL-Übereinkommens für Schiffe, die für mehr als 15 Personen zugelassen sind, grundsätzlich verboten. Ausnahmsweise zulässig ist das Einleiten in den folgenden Fällen: (1) das Schiff verfügt über eine zugelassene Abwasser-Aufbereitungsanlage, (2) die Einleitung von mechanisch behandeltem und desinfiziertem Abwasser erfolgt aus einer zugelassenen Anlage und in einer Entfernung von mehr als 3 sm vom nächstgelegenen Land, (3) die Einleitung von unbehandeltem Abwasser erfolgt aus einem Abwasser-Sammeltank mit einer mäßigen Einletrate und in einer Entfernung von mehr als 12 sm vom nächstgelegenen Land. Weiterhin werden durch den Korrosionsschutz von Schiffskörpern, ähnlich wie bei Offshore-Bauwerken, Zink und Aluminium freigesetzt. In Zukunft könnte in zunehmender Weise mit den Emissionen von unterschiedlichen, vom Behandlungsverfahren abhängigen, Chemikalien aus der Ballastwasserbehandlung von Schiffen zu rechnen sein. Die Untersuchung dieser Stoffe ist international bereits in Vorbereitung.

Einträge von Schadstoffen aus der Erdöl- und Erdgasförderung und durch den Bau und Betrieb von OWEA wurden bereits im vorherigen Kapitel beschrieben.

Eintrag von Radionukliden

Über die jeweiligen Flusssysteme gelangen die Abwässer aus den derzeit in Betrieb oder im Rückbau befindlichen Kernkraftwerken in die Nordsee. Die größte Belastung durch Radionuklide in der Nordsee geht von den Einleitungen der Wiederaufbereitungsanlagen in LaHague und Sellafield aus.

Seit 1980 ist bei den Ableitungen mit dem Abwasser und der Fortluft für alle Radionuklidgruppen, mit Ausnahme von Tritium, eine deutliche Abnahme der abgeleiteten Aktivitäten erkennbar. Ursachen hierfür liegen darin, dass im Rahmen

der Umsetzung des OSPAR-Übereinkommens die Betreiber von kerntechnischen Anlagen dazu angehalten werden, die bestmöglichen verfügbaren Techniken zum Rückhalt von radioaktiven Stoffen einzusetzen und das deutsche Atomgesetz die Vorsorge gegen Schäden nach Stand von Wissenschaft und Technik einfordert. Nach derzeitigen Erkenntnissen sind die Ableitungen kerntechnischer Anlagen so gering, dass der Anteil der in die Nordsee eingeleiteten radioaktiven Stoffe durch deutsche Kernkraftwerke vernachlässigbar ist und daraus resultierende Aktivitätskonzentrationen messtechnisch nicht nachgewiesen werden können.

Schadstoffe in Lebensmitteln

Der pro Kopf-Verbrauch an Fisch- und Fischereierzeugnissen in Deutschland beträgt nach Angaben der deutschen Fischwirtschaft mehr als 15 kg pro Jahr (ermittelt als Frischgewicht - FG) (FischMagazin, 2010). Zum Schutz der Verbraucher legt die EU-Kommission Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln, darunter auch Fisch- und Fischereierzeugnisse, fest (EU-Höchstmengenverordnung 1881/2006). Für die menschliche Gesundheit bedeutsame Schadstoffe sind vor allem Methylquecksilber, Dioxine und Dioxin-ähnliche PCBs.

Die im Muskelfleisch von Dorschen gemessenen Konzentrationen lagen unter dem Höchstgehalt von 8 ng WHO-TEQ/kg FG (Karl und Lahrssen-Wiederholt, 2009). Der mittlere Gehalt von Dioxinen und dioxin-ähnlichen PCBs aller gemessenen Proben von Dorschlebern betrug 83 ng WHO-TEQ/kg FG und überschreitet damit den Höchstgehalt von 25 ng WHO-TEQ/kg FG deutlich, auch wenn Dorschleber keine Rolle mehr beim Verzehr von Fisch und Fischprodukten spielt.

Die Gehalte von Gesamt- als auch Methylquecksilber in Fischen aus der Nordsee überschritten nach einem Forschungsprojekt, das im Auftrag des Bundesumweltministeriums und des Bundesinstituts für Risikobewertung durchgeführt wurde, bei keiner einzigen gemessenen Probe den gesetzlichen Höchstwert bzw. die zur toxikologischen Bewertungen herangezogenen Empfehlungen von FAO und Weltgesundheitsorganisation.

4.5.2 Schadstoffkonzentrationen im Meer

Organische Schadstoffe

Für die meisten organischen Schadstoffe ist die Elbe die Haupteintragsquelle für die Deutsche Bucht. Generell nehmen die Schadstoffgehalte mehr oder minder schnell von der Küste zur offenen See hin ab. Für die PAKs und die meisten Chlorkohlenwasserstoffe lassen sich aufgrund hoher Konzentrationsschwankungen im Meerwasser und nur kurzer verfügbarer Zeitreihen keine robusten Trends erkennen. Die Konzentrationen der Hexachlorcyclohexan-Isomere α - und γ -HCH sind hingegen im Zeitraum 1989-2007 exponentiell zurückgegangen. Die höchsten Schadstoffkonzentrationen werden in der Deutschen Bucht nicht mehr für klassische, lipophile Schadstoffe beobachtet, sondern für „moderne“, eher polare und persistente Pestizide. Deren räumliche Verteilung gibt klare Hinweise darauf, dass die großen in die südliche Nordsee entwässernden Flüsse als Haupteintragsquellen zu sehen sind. Da regelmäßige Analysen erst seit dem Jahr 2000 durchgeführt werden, sind Zeittrends bislang nicht abschätzbar.

Obwohl lipophile Schadstoffe im Sediment in ca. 104- bis 106-fach höheren Konzentrationen als im Meerwasser vorkommen, lassen sich aus der Belastung des Oberflächensediments Quellenkorrelationen oder zeitliche Trends kaum ableiten.

Klassische Schadstoffe wie DDT-Metaboliten oder PCB in Sedimentkernen aus dem Skagerrak zeigten dagegen nach Maximalwerten in den Jahren 1975 bis 1985 zunächst deutliche, in jüngeren Jahren abflachende abnehmende Trends. Neue Schadstoffe, wie z.B. perfluorierte Tenside wiesen dagegen stark zunehmende Trends auf.

Metalle

Im Wasser der deutschen AWZ wurden in den letzten Jahren (2006 und 2007) keine Metallgehalte (Cd, Cu, Hg, Ni, Pb und Zn, gelöst) gemessen, die negative Auswirkungen auf die belebte Natur wahrscheinlich machen würden. Grundlage dieser Einschätzung ist die Anwendung des WRRL-Umweltqualitätsstandards AA-EQS auf die Cadmium-, Blei-, Quecksilber- und Nickelgehalte. Kupfer und Zink wurden auf Basis der Wasserqualitätsstandards (WQS) der US-EPA bewertet. Bis in den küstennahen Bereich wurden in Wasserkörpern mit Salzgehalten >28 in keinem Fall die Effektgrenzwerte erreicht. Allerdings ist die Bestimmung und Evaluation geeigneter Effektgrenzwerte für marine Ökosysteme nach wie vor Gegenstand der Forschung und wissenschaftlichen Diskussion.

Zwischen 2003 und 2007 zeigten die Zeitreihen der Elemente Kupfer und Nickel (gelöst) im küstennahen Wasser wenig zunehmende signifikante Trends, die Gehalte blieben jedoch sehr deutlich unter den Effektgrenzwerten. Belastungsschwerpunkte sind die innere Deutsche Bucht und das Elbeästuar, aber auch in den Mündungsgebieten von Weser und Ems wurden erhöhte Konzentrationen nachgewiesen.

Entlang der nordfriesischen Küste erreicht die Metallbelastung der Feinkornfraktion (< 20 µm) im Oberflächensediment Gehalte, die negative biologische Effekte verursachen können. Von den sechs untersuchten Elementen (Cd, Cu, Hg, Ni, Pb und Zn) überschreiten fünf (nur Nickel nicht) in Küstennähe vor Sylt den Effektgrenzwert. Zink zeigt im gesamten deutschen Küstenbereich entsprechend erhöhte Werte, Quecksilber nur entlang der nordfriesischen Küste bis zur Elbemündung. Blei ist das einzige Element, das den Effektgrenzwert in der gesamten deutschen AWZ überschreitet. Das dieser Auswertung zugrundeliegende Bewertungsverfahren ist weitgehend an das von OSPAR angewendete Bewertungsschema angelehnt. Es wurden die Effektgrenzwerte (ERL) der amerikanischen ozeanografischen Behörde (NOAA) angewendet.

Signifikante zeitliche Trends, die im Zeitraum zwischen 1998 und 2007 ermittelt wurden, waren alle abnehmend (Weiße Bank (Cu), Ems (Zn, Pb), deutsche Bucht (Hg)).

Radioaktivität

Die Überwachung auf radioaktive Stoffe war in den letzten Jahren auf die Radionuklide ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, Tritium und die Transurane ²³⁸Pu, (²³⁹+²⁴⁰)Pu und ²⁴¹Am in der Deutschen Bucht fokussiert. Die Konzentrationen lagen wenig über denen im Oberflächenwasser des Nordatlantiks, die auf den globalen Fallout atmosphärischer Kernwaffentests zurückzuführen sind. Da sich aus der Anreicherung von Radionukliden in der Nahrungskette kein signifikanter Dosisbeitrag für den Menschen ergibt, ist anzunehmen, dass dies auch für die Flora und Fauna der Nordsee zutrifft.

4.5.3 Wirkungen

Biologische Schadstoffeffekte lassen sich bei verschiedensten Organismengruppen nachweisen und reichen von biochemischen Veränderungen bis hin zu Veränderung auf der Populationsebene. Die Folgen von Schadstoffbelastungen lassen sich häufig keinem bestimmten Schadstoff bzw. einzelnen Schadstoffgruppen zuordnen und die Auswirkungen von Mischungen sowie neu entwickelten Substanzen auf die Meeresumwelt sind noch unklar.

Untersuchungen in Deutschland im Rahmen von Forschung und Überwachung konzentrieren sich u.a. auf die Erfassung von Krankheiten und Biomarkern bei marinen Fischarten in küstenfernen Gebieten, auf Reproduktionsstörungen bei küstennah vorkommenden Fischarten, Effekte der Ölverschmutzung auf Seevögel und auf schadstoffbedingte Veränderungen im Gesundheitszustand von marinen Säugetieren.

Der Gesundheitszustand von Nordseefischen im Zusammenhang mit Auswirkungen von Schadstoffen und anderen Umweltstressoren wird seit Beginn der 1980er Jahre systematisch überwacht. Die Überwachung von Fischkrankheiten ist Bestandteil des allgemeinen und schadstoffbedingten biologischen Effektmonitoring des OSPAR CEMP (OSPAR, 2009e). Hauptzielart für das Monitoring in der Nordsee ist die Kliesche (*Limanda limanda*), aber auch Flundern (*Platichthys flesus*), Kabeljau (*Gadus morhua*) und Wittling (*Merlangius merlangus*) werden untersucht (Lang, 2002a). Für die Analyse und Bewertung regionaler und zeitlicher Muster in den Krankheitsdaten wurde vom ICES für die Kliesche der Fish Disease Index (FDI) entwickelt, der Informationen zum Auftreten einer Reihe von Krankheiten, zu ihren Schweregraden und ihren Effekten auf die befallenen Fische in einem numerischen Wert zusammenfasst. Die mittleren FDI-Werte nordwestlich von Helgoland für den Untersuchungszeitraum 1995-2006 deuten auf eine Verschlechterung des Gesundheitszustands der Klieschenpopulation (Abbildung 4.3). Ab 2006 ist jedoch eine Verbesserung erkennbar. Das Auftreten von Lebertumoren ist seit den 1990er Jahren rückläufig (Lang, 2002b, 2005).

Stoffwechselprodukte (Metabolite) von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAH), die durch Verbrennungsprozesse und aus Ölrückständen in die Umwelt gelangen, werden seit den 2000er Jahren aufgrund ihrer kanzerogenen Wirkung regelmäßig in der Gallenflüssigkeit von Nordseeklieschen gemessen (Kammann, 2007; Kammann und Haarich, 2009 a und b). Aufgrund ihrer kanzerogenen Wirkung ist die Messung von PAH-Metaboliten Bestandteil des schadstoffspezifischen biologischen Effektmonitoring gemäß OSPAR CEMP. Über 90% der Werte für 1-Hydroxypyren, ein Metabolit von PAHs, liegen oberhalb des ICES-Hintergrund-Bewertungskriteriums (BAC) von 16ng/ml (ICES, 2010). Umwelt-Bewertungskriterien (EACs) werden jedoch nicht überschritten.

Bei Schnecken (Nordische Purpurschnecke, *Nucella lapillus*; in deutschen Meeresgebieten hauptsächlich Strandschnecke *Littorina littorea* und Wattschnecke *Hydrobia ulvae*) in Küstengebieten der Nordsee führte die Freisetzung von Organozinnverbindungen (hauptsächlich TBT) aufgrund ihrer endokrinen Wirkung zu Reproduktionsstörungen (Imposex/Intersex), die sich nachweislich negativ auf die Bestände auswirkten und zu einem Rückgang von betroffenen Arten in stark belasteten Regionen führten. Gemäß OSPAR hat die Häufigkeit von Imposex/Intersex nordseeweit abgenommen. Die ökologischen Qualitätsziele

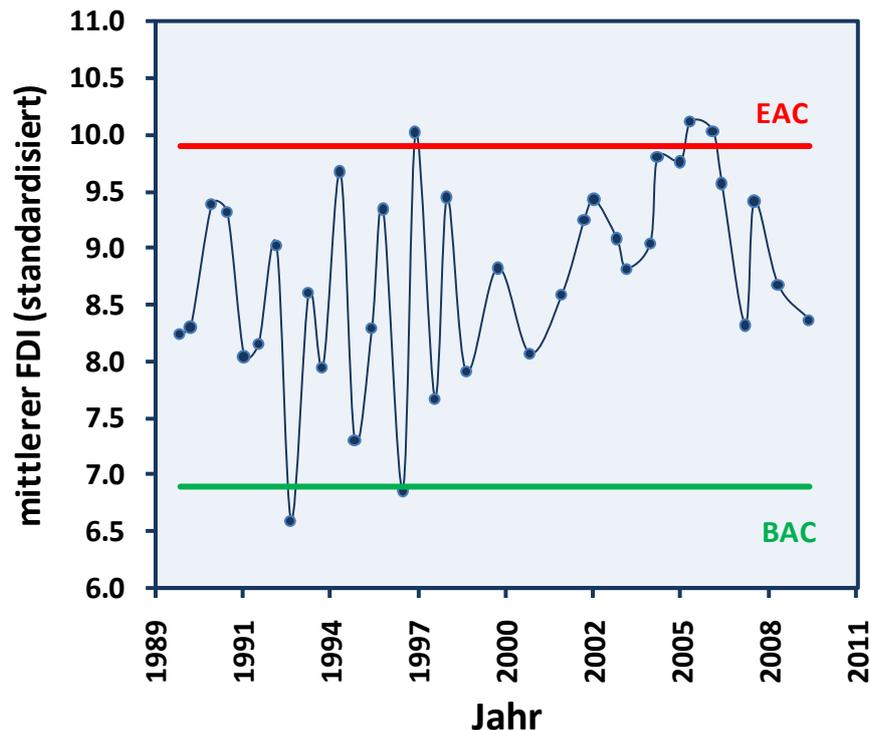


Abb. 4.3: Veränderungen des Gesundheitszustandes von Klieschen (*Limanda limanda*) der Deutschen Bucht im Zeitraum 1990-2010; gemessen und bewertet mit Hilfe des Fischkrankheitsindex (FDI) (ein Anstieg der FDI-Werte zeigt eine Verschlechterung des Gesundheitszustands an) BAC: Bewertungskriterium für Hintergrundwerte (berechnet anhand der Minimalwerte bei Klieschen aller Untersuchungsgebiete in der Nordsee); EAC: Bewertungskriterium für unakzeptable Umwelteffekte (berechnet aus der Beziehung zwischen FDI und Konditionsfaktor der Klieschen: Ein FDI-Wert von 9,9 führt zu einem signifikanten Rückgang des Konditionsfaktors von 10%) (Quelle: vTI).

(EcoQOs) von OSPAR hinsichtlich Imposex wurden jedoch nur in wenigen Untersuchungsregionen erreicht.

Die Aalmutter wird aufgrund ihrer Standorttreue seit vielen Jahren zur Überwachung der marinen Schadstoffbelastung genutzt. Reproduktionsstörungen lassen sich bei diesen lebend-gebärenden Fischen gut erfassen. Intersex trat bei 15 bis 44% der männlichen Aalmuttern von Stationen bei Borkum, Varel-Mellum, Büsum und Sylt auf (Gercken, 2007 und 2009). Weibliche Aalmuttern zeigen überwiegend degenerative Veränderungen an Eizellen und Follikeln. Eine abschließende Bewertung dieser Degenerationen im Hinblick auf Schadstoffeffekte liegt jedoch noch nicht vor.

Bei Seevögeln erhöht der Schiffsverkehr (Brennstoffrückstände und Unfälle) das Risiko einer Ölverschmutzung mit der Folge, dass das Gefieder der Vögel verklebt und Öl über das Nahrungsnetz in den Organismus der Seevögel (besonders tauchende Arten wie Trottellummen) gelangen kann. Da die Seevögel auf einer hohen Trophieebene im marinen Nahrungsgefüge stehen, reichern sich insbesondere lipophile Schadstoffe im Körpergewebe stark an (BLMP, 2005). Obwohl die chronische Ölverschmutzung in der Deutschen Bucht insgesamt zurückgegangen ist, sind die Küsten Schleswig-Holsteins immer wieder von Ölverschmutzungen größeren Ausmaßes betroffen. Opfer dieser Verschmutzungen sind vorrangig Trauer- und Eiderenten (z.B. Pallas Havarie 1998 16.000 verölte Vögel). Das ökologische Qualitätsziel (EcoQO) von OSPAR für die Anzahl verölter

Seevögel wird gegenwärtig in den wenigsten Nordseegebieten erreicht (OSPAR, 2010).

Marine Säugetiere stehen am Ende des Nahrungsnetzes und reichern die bereits in ihren Beuteorganismen akkumulierten Schadstoffe insbesondere im Fettgewebe an. In der Nordsee weisen sie eine vergleichsweise hohe Belastung mit organischen (z.B. PCB; DDT; DDD; DDE, TBT, PBDEs, HBCD und DEHP) und anorganischen Schadstoffen auf (BfN, 2006b). Die Schadstoffbelastungen zeigen dabei starke regionale sowie alters- und geschlechtsspezifische Unterschiede (BfN, 2006b). Erhöhte Schadstoffkonzentrationen können sowohl das Immun- als auch das Hormonsystem beeinträchtigen, zu einem vermehrten Auftreten von Krankheiten und einer Minderung der Fortpflanzungsfähigkeit führen. Letztendlich können sie auch zu einem Rückgang der Häufigkeit bestimmter Arten in stark belasteten Gebieten führen. Bei Robben wurden pathologische Veränderungen am Uterus nachgewiesen (Andersson und Wartanian, 1992). Bei Schweinswalen der Nordsee wurden vor allem hohe Zink- und Quecksilberkonzentrationen mit Störungen des Immunsystems und dem Ausmaß pathologischer Veränderungen durch Parasitenbefall in Verbindung gebracht (Siebert et al., 1999; BfN, 2006b). Nicht immer sind die beobachteten Effekte eindeutig auf bestimmte Schadstoffe zurückzuführen. Es besteht noch Forschungsbedarf.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die Belastung durch Schadstoffe zusammen mit weiteren Störfaktoren zu einem weiterhin erhöhten gesundheitlichen Risiko für verschiedene Organismengruppen in der Nordsee führt. Strategien für eine integrierte Überwachung und Bewertung von Schadstoffen und ihrer Wirkungen im Ökosystem der Nordsee müssen verbessert und in operationalen Monitoringprogrammen umgesetzt werden.

Bereits heute integriert OSPAR die Ergebnisse der Meeresumweltüberwachung im Übereinkommensgebiet (Nordostatlantik) inklusive der Nordsee. Mit dem Qualitätszustandsbericht 2010 (OSPAR, 2010) wurden unter anderem wegweisende Ansätze zur Bewertung der Schadstoffbelastung mariner Gebiete und ermutigende erste Ergebnisse einer ökosystemaren Bewertung der Nordsee vorgestellt. Diese spiegeln den aktuellen Stand des Wissens und bilden auf Basis des bereits erreichten eine wesentliche Grundlage für die Weiterentwicklung der Meeresumweltüberwachung und einer ökosystemaren Bewertung. Allerdings werden im Rahmen der Bewertung durch OSPAR nicht einzelne Meeresgebiete im, gemäß MSRL geforderten, Detail betrachtet.

4.5.4 Spezifische Bewertungen aufgrund bestehenden Gemeinschaftsrechts

WRRL

Die Bewertung von Schadstoffen gemäß WRRL basiert auf der Einhaltung von Umweltqualitätsnormen (UQNs) für den chemischen Zustand innerhalb der 12 Seemeilen-Zone. Die UQNs werden basierend auf öko- und humantoxikologischen Kriterien für 33 prioritäre Schadstoffe abgeleitet. Für den ökologischen Zustand innerhalb der 1 Seemeilen Zone basiert die Bewertung von Schadstoffen gemäß WRRL auf Normen, die anhand ökotoxikologischer Kriterien für 162 flussgebietspezifische Schadstoffe abgeleitet wurden. Die Normen gelten für

Schadstoffe im Wasser und für einige Schadstoffe auch für Sedimente und Organismen.

Im ersten WRRL Bewirtschaftungsplan fanden die nationalen Schadstoffnormen zur Umsetzung der WRRL für die Bewertung des chemischen Zustands der Küstengewässer der Nordsee Anwendung, nicht dagegen die UQNs der erst später in Kraft getretenen WRRL Tochterrichtlinie. Nach dieser Bewertung sind, was die Messungen in der Wasserphase anbelangt, fast alle Küstengewässer der Nordsee im guten chemischen Zustand. Es ist jedoch zu beachten, dass viele Schadstoffe aufgrund ihrer schlechten Wasserlöslichkeit bzw. aufgrund nicht ausreichender Bestimmungsgrenzen nicht nachweisbar sind. Daher sollten Stoffe, die zur Anreicherung neigen, auch in Sedimenten und/oder Organismen gemessen werden. Für diese letztgenannten Kompartimente existieren bisher kaum UQNs und es ist daher erforderlich, diese zusätzlich abzuleiten.

OSPAR

Die Bewertung von Schadstoffen im Rahmen der OSPAR Konvention basiert auf Daten, die im Rahmen des OSPAR Coordinated Environment Monitoring Programme (CEMP) aufgrund gemeinsamer Methoden und Standards erhoben wurden. Der Bewertung liegen regional abgestimmte statistische Methoden, Bewertungskriterien und Aggregationprozesse zugrunde (OSPAR, 2009e). Das OSPAR Bewertungssystem vergleicht die gemessenen Schadstoffkonzentrationen in Sedimenten und Organismen mit ökotoxikologischen Grenzwerten (als Schwellenwert für Verschmutzungseffekte) und Hintergrundwerten für natürlich vorkommende Stoffe oder Null für synthetische Stoffe (als Schwellenwert für den unbelasteten Zustand) (OSPAR, 2009f). Hieraus ergibt sich ein dreistufiges Bewertungssystem, bei dem das Überschreiten des ökotoxikologischen Grenzwertes die nicht akzeptable Schadstoffbelastung markiert. Der QSR 2010 (OSPAR, 2010) kommt bei der Bewertung der Schadstoffbelastung der Nordsee (OSPAR-Region II) zu dem Schluss, dass es "viele Probleme" gibt. Grundlage der Einschätzung sind Daten für die Jahre 1998-2007 und eine nach offener See und Küstengewässer differenzierte Bewertung der Schadstoffbelastung (Cd, Pb, Hg, PCB, PAK) im Sediment, in Krustentieren und in Fisch (OSPAR, 2009e). Die Statistik der Schadstoffmessungen an allen Monitoringstationen in der Nordsee zeigt, dass für die Schadstoffe Cd, Hg, Pb, PAK und PCB die Belastung an 20%, 37%, 53%, 55% und 71% aller Probenahmestationen nicht akzeptabel ist; unter den Nordseeregionen gehört die Deutsche Bucht zu den höher belasteten Gebieten (OSPAR, 2009e).

Die MSRL verlangt explizit neben der Überwachung von Schadstoffkonzentrationen auch die Erfassung und Bewertung von Verschmutzungseffekten (Wirkungen). Entsprechende Indikatoren sind teilweise bereits in (inter)nationalen Überwachungsverfahren integriert, andere befinden sich noch in der Entwicklungsphase. OSPAR und ICES haben im Rahmen gemeinsamer Aktivitäten Indikatoren und Bewertungskriterien für eine Reihe biologischer Schadstoffeffekte entwickelt (ICES, 2010), deren freiwillige Überwachung im OSPAR CEMP vorgesehen ist. Viele dieser Indikatoren sind nicht schadstoffspezifisch und können deshalb nicht unmittelbar zur Ableitung von Maßnahmen herangezogen werden. Der QSR 2010 (OSPAR, 2010) empfiehlt dennoch das Monitoring biologischer Schadstoffeffekte, insbesondere um Kombinationswirkungen zu erfassen. Es bleibt zu prüfen, welche Bioeffekte sich für ein Monitoring unter der MSRL eignen.

Für viele Substanzen werden bessere Informationen zu Umweltverhalten und Präsenz in der Meeresumwelt benötigt. Dies ist insbesondere für Pharmazeutika (z.B. Clotrimazol) der Fall.

Um die Anforderungen der MSRL zu erfüllen, müssen darüber hinaus für diejenigen prioritären und flussgebietsspezifischen Schadstoffe, die in der Wasserphase nicht nachweisbar sind, neue UQNs für Sedimente und Organismen abgeleitet werden. Dabei sind die laufenden Arbeiten im Rahmen der WRRL und der OSPAR Konvention zu berücksichtigen.

4.6 Systematische und/oder absichtliche Freisetzung von Stoffen

4.6.1 Feste, flüssige und gasförmige Stoffe

Beschreibung

Auf die Einbringung oder Umlagerung von Baggergut, Salz, Energie in Form von Wärme und auf die Sedimententnahme wurde bereits in anderen Kapiteln hingewiesen.

Nach dem Hohe-See-Einbringungsgesetz ist in der AWZ das Einbringen von Stoffen verboten mit Ausnahme des genehmigungspflichtigen Einbringens von Urnen zur Seebestattung bzw. von Baggergut.

Darüber hinaus wird bei Erdöl- und Erdgasbohrungen Bohrklein und Bohrspülung freigesetzt. Desweiteren können beim Betrieb der Förderanlagen Öl und andere Chemikalien mit dem Produktionswasser ins Meer gelangen (vgl. Kapitel 4.5.1).

Ins Meer eingebrachte Kampfmittel unterliegen Korrosionsprozessen. Im Rahmen der bisherigen Untersuchungen wurden sowohl intakte Kampfmittel als auch vollständig korrodierte Hüllen ohne Wirkmittel gefunden. Belastbare Aussagen über bereits stattgefunden und zukünftig noch zu erwartende Korrosionsraten und die damit verbundene Freisetzung von Wirkmitteln und Inhaltsstoffen wie Sprengstoffe, Brandmittel, chemische Kampfstoffe und Begleitsubstanzen in Wasser und Sediment sind nicht möglich. Ein schlagartiges und gleichzeitiges Aufbrechen mehrerer noch intakter Kampfmittelhüllen als Folge von Korrosion, gefolgt von einer konzentrierten Freisetzung der enthaltenen Wirkmittel in die marine Umgebung ist aufgrund der Diversität an Behältnistypen, Lageorten und lokalen Umgebungsbedingungen sehr unwahrscheinlich. Eine räumlich breit gestreute und zeitlich sukzessive Freisetzung der Wirkmittel und Inhaltsstoffe (einschließlich Kampfstoffe) über Jahre oder Jahrzehnte hinweg aus nahezu allen bisher noch ausreichend intakten Behältnissen im Rahmen von Korrosion ist allerdings als wahrscheinlich anzusehen (Böttcher et al., 2011).

Die direkten und systematischen Einleitungen flüssiger Schad- und Nährstoffe in die Nordsee erfolgen vor allem im Küstenbereich (z.B. über Abwässer aus kommunalen und industriellen Kläranlagen). Gasförmige Emissionen entstehen in der Öl- und Gasindustrie sowie in der Schifffahrt (vgl. Kapitel 4.5.1).

Wirkungen

Die Wirkungen sind stoffspezifisch und sind ausführlich in den Kapiteln 4.5 und 4.7 beschrieben.

Spezifische Bewertungen aufgrund bestehenden Gemeinschaftsrechts

Systematisch und/oder absichtlich freigesetzte Stoffe werden nicht separat bewertet sondern gehen in die Bewertung von Nährstoffen und gefährlichen Stoffen ein.

4.7 Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material

Beschreibung

Die Eutrophierung ist nach wie vor eines der größten ökologischen Probleme der deutschen Nordseegebiete (OSPAR, 2010). Ursache für die Eutrophierung sind vor allem die hohen Nährstoffeinträge über die Flüsse. Im Jahr 2005 wurden 418.016 Tonnen Stickstoff und 18.135 Tonnen Phosphor in die Oberflächengewässer im deutschen Nordsee-Einzugsgebiet eingetragen (Umweltbundesamt). Seit 1985 konnten diese Nährstoffeinträge um 48% für Stickstoff und 73% für Phosphor reduziert werden, wobei diese Erfolge hauptsächlich auf die Reduktion von Punktquellen (wie verbesserte Kläranlagen, phosphatfreie Waschmittel) zurückzuführen sind. Gegenwärtig stammen die anthropogenen Nährstoffeinträge überwiegend aus diffusen Quellen. Hauptverursacher ist die Landwirtschaft. Neben den Flusseinträgen werden Nährstoffe auch über die Atmosphäre eingetragen. Der Anteil der atmosphärischen Stickstoffeinträge am Gesamteintrag in der erweiterten Nordsee (OSPAR Region II) lag 1990 bis 2004 zwischen 25-39% (OSPAR, 2007b). Hauptquellen dieser Einträge sind die Landwirtschaft und die Schifffahrt. Mit zunehmendem Schiffsverkehr ist grundsätzlich mit einer Erhöhung der Stickstoffeinträge über diesen Pfad zu rechnen. Wird die Nordsee jedoch als Stickstoffemissionskontrollgebiet (NECA) nach IMO (MARPOL Annex VI) ausgewiesen, kommt es langfristig zu einer deutlichen Verringerung der NOx-Emissionen aus dem Seeverkehr. Aktuell werden Studien durchgeführt, die eine Ausweisung vorbereiten sollen.

Atmosphärische Einträge von Phosphat sind vernachlässigbar. Auch der Eintrag organischen Materials führt zu Eutrophierungseffekten (z.B. Sauerstoffmangel und Nährstofffreisetzung aus den Sedimenten). Er stammt hauptsächlich aus der Landwirtschaft und Kläranlagen. Organisches Material wird gegenwärtig im deutschen Meeresmonitoring noch nicht regelmäßig erfasst.

Wirkungen

Der übermäßige Eintrag von Nährstoffen hat zu einer Reihe von negativen Auswirkungen auf die Meeresökosysteme der deutschen Nordsee geführt. Mit zunehmender Eutrophierung hat sich vom Ende der 1970er Jahre 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). Veränderte P:N:Si-Verhältnisse führen zu einer veränderten Artenzusammensetzung (Zunahme von Flagellaten) und zum Auftreten unerwünschter (Schaumalge *Phaeocystis globosa*) oder giftiger (z.B. *Chattonella* sp.) Algenblüten (Abbildung 4.4). Im südlichen Wattenmeer hat die Phytoplanktonbiomasse infolge der Reduktion der Nährstoffeinträge bereits abgenommen, die Chlorophyllkonzentrationen liegen jedoch dort wie auch im nördlichen Wattenmeer noch immer weit über den Schwellenwerten für einen guten ökologischen Zustand (van Beusekom et al., 2009).

Die Eutrophierung begünstigt die Vermehrung opportunistischer Makrophyten. Seit Ende der 1980er Jahre treten im Wattenmeer Grünalgenteppiche auf, deren

Ausdehnung jedoch insbesondere im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer seit den 1990er Jahren rückläufig ist, wobei dieser Trend starken Schwankungen unterliegt (Reise et al., 2010) (Abbildung 4.4). Die Seegrasbestände haben seit 1994 im Schleswig-Holsteinischen und im Niedersächsischen Wattenmeer wieder zugenommen. Reduzierte Sichttiefen infolge der Eutrophierung hatten zu einer Abnahme der Seegrasbestände seit den 1980er Jahren geführt (Reise et al., 2010; NLWKN, 2009). Im Hamburgischen Wattenmeer gibt es keine Seegrasbestände.



Abb. 4.4: Sichtbare Eutrophierungseffekte, die regelmäßig als Algenschaum (links) und Grünalgenteppiche (rechts) an den Nordseestränden auftreten. Fotos: W. Leujak

Zu sekundären Eutrophierungseffekten kommt es, wenn die abgestorbene Phytoplanktonbiomasse auf den Meeresboden sinkt und dort unter Sauerstoffverbrauch abgebaut wird. Der resultierende Sauerstoffmangel im Bodenwasser kann zu einer Beeinträchtigung und auch zum Absterben des Makrozoobenthos führen. Im Wattenmeer hatte die Eutrophierung bisher nur geringe Auswirkungen auf das Makrozoobenthos und somit wirkt sich auch der Rückgang der Nährstoffeinträge nur gering aus (van de Graaf et al., 2009). Für die AWZ ist belegt, dass eutrophierte Gebiete zunächst einen Anstieg der Biomasse des Makrozoobenthos und eine Artenverschiebung hin zu schnellwüchsigen, kleinen Opportunisten verzeichneten, gegenwärtig die Biomasse aber wieder abnimmt. In den Sauerstoffmangelgebieten kommt es bei Unterschreitung kritischer Sauerstoffsättigungswerte großräumig immer wieder zum Absterben des Makrozoobenthos (Rachor und Schröder; Brockmann et al., 2007).

Spezifische Bewertungen aufgrund bestehenden Gemeinschaftsrechts

Alle 23 gemäß WRRL bewerteten Küstengewässer verfehlen den guten ökologischen Zustand aufgrund von Eutrophierungseffekten (Voß et al., 2010). Gemäß der OSPAR-Eutrophierungsbewertung werden die Küstengewässer und große Teile der deutschen AWZ als Problemgebiet hinsichtlich Eutrophierung eingestuft (OSPAR, 2008b) (Abbildung 4.5).

Obwohl infolge der bisher erreichten Reduktionen der Nährstoffeinträge einige Eutrophierungseffekte rückläufig sind, erfordert die Erreichung eines guten Umweltzustands gemäß WRRL und MSRL hinsichtlich Eutrophierung weitere Reduktionsmaßnahmen. Auch die einschlägigen Strategien zur Bekämpfung von Eutrophierung von OSPAR und der trilateralen Wattenmeer-Zusammenarbeit (TWSC) verfolgen dieselben Ziele. Eine konsequente Umsetzung der Bewirtschaftungspläne im deutschen Nordsee-Einzugsgebiet gemäß WRRL ist

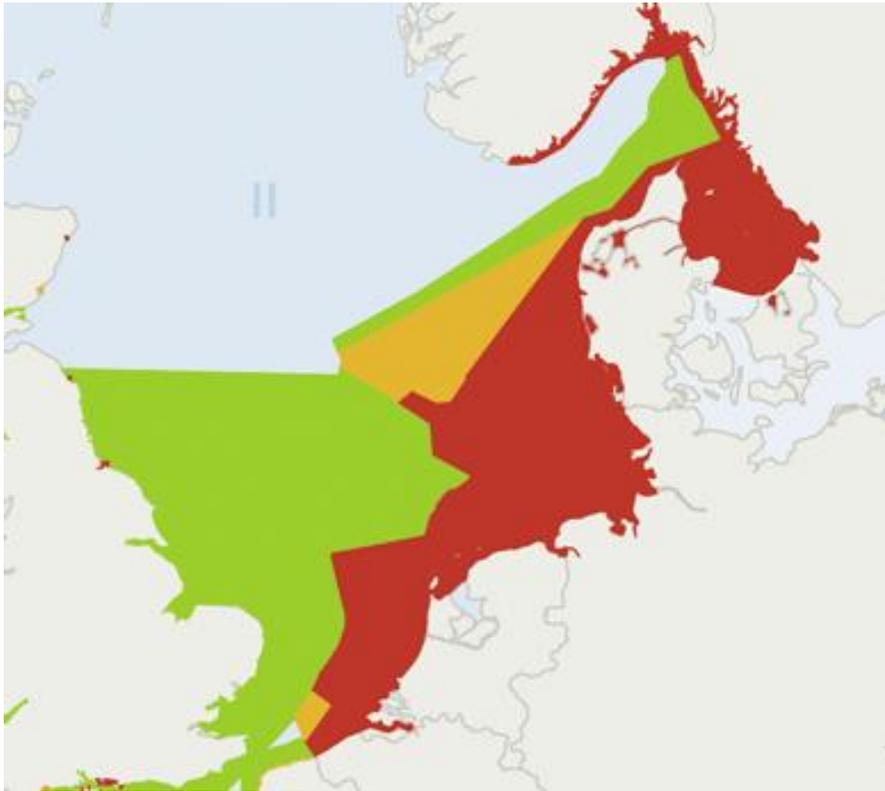


Abb. 4.5: Eutrophierungsstatus im Zeitraum 2001-2005 in der deutschen Bucht und der deutschen AWZ. Problemgebiet (PG) = rot, Potenzielles Problemgebiet (PPG) = orange, kein Problemgebiet= grün. (OSPAR, 2010)

essentiell, um alle genannten Zielsetzungen zu erfüllen. Es ist zu überprüfen, ob die laufenden Planungen und Bemühungen ausreichen, die entsprechenden Ziele gemäß WRRL, MSRL, OSPAR sowie Trilateraler Wattenmeer-Zusammenarbeit (TWSC) zu erreichen.

4.8 Biologische Störungen

4.8.1 Eintrag mikrobieller Pathogene

Beschreibung

Mikrobielle Pathogene werden in zwei Gruppen von Mikroorganismen unterteilt: Pathogene fäkalen Ursprungs (z. B. Enterokokken, *Escherichia coli*, Salmonellen, humanpathogene Viren), die über Abwassereinleitungen oder Abschwemmungen aus der Landwirtschaft, aber auch direkt durch den Menschen (z.B. Badegäste) und andere Warmblüter (z.B. Wasservögel) in die Gewässer eingetragen werden, und Pathogene, deren natürlicher Lebensraum das Meerwasser ist und die sich unter bestimmten Bedingungen vermehren und dann als Krankheitserreger in Erscheinung treten (z.B. *Vibrio vulnificus*).

Pathogene fäkalen Ursprungs werden seit mehr als 30 Jahren im Rahmen der Überwachung der Küstenbadegewässer auf der Grundlage der Richtlinie 2006/7/EG über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG erfasst. Diese neue Richtlinie wurde 2008 in deutsches Recht umgesetzt, d.h. die erste Einordnung nach der neuen Bewertung wird erst 2012 möglich sein. Bis dahin erfolgt die Bewertung noch über eine

Übergangsregelung auf Basis der alten Richtlinie. Badegewässer in Europa werden ab 2012 anhand der Parameter *Escherichia coli* und intestinale Enterokokken in 4 Qualitätsstufen auf der Basis der Messdaten von 4 Badesaisons eingeordnet.

Zwischen 1992 bis 2000 konnte die Qualität der Küstenbadegewässer Niedersachsens und Schleswig-Holsteins dank der ergriffenen Maßnahmen zur Verringerung von Verschmutzung und zur Klärung von Abwässern kontinuierlich verbessert werden und ist seit 2001 auf hohem Niveau konstant. An der Küste Niedersachsens wurden die „zwingenden“ Werte zu etwa 99% (Wasserqualität = gut oder ausreichend), die „Leitwerte“ im Durchschnitt zu 75% (Wasserqualität = ausgezeichnet) eingehalten. Schleswig-Holsteins Badegewässer hielten zu durchschnittlich 95% die „zwingenden“ Werte und zu 80% die „Leitwerte“ ein. Insgesamt war die Wasserqualität der meisten Küstenbadegewässer an der deutschen Nordsee ‘ausgezeichnet’ oder ‘gut’.

Pathogene mit Meerwasser als natürlichem Habitat (v.a. Bakterien der Gattung *Vibrio*) erscheinen hauptsächlich bei warmen Wassertemperaturen. Da Erkrankungsfälle durch den Erreger *Vibrio vulnificus* vereinzelt an der Ostsee auftraten, wurden seit 2004 auch einige Badestellen an der deutschen Nordseeküste untersucht. *V. vulnificus* trat vereinzelt auf, andere Vibrionen wie *V. alginolyticus* und *V. parahaemolyticus* wurden vermehrt nachgewiesen. Bisher wurde aber nur ein Erkrankungsfall nach Kontakt mit Nordseewasser bekannt.

Wirkungen

Unter bestimmten Bedingungen können mikrobielle Pathogene als Krankheitserreger in Erscheinung treten (z.B. *Vibrio vulnificus*, *V. parahaemolyticus* und *V. cholerae*) und beim Menschen Durchfallerkrankungen und Wundinfektionen auslösen.

Spezifische Bewertungen aufgrund bestehenden Gemeinschaftsrechts

Die im Rahmen der Badegewässerrichtlinie bereits ergriffenen und vorgesehenen Maßnahmen gegen mikrobielle Pathogene haben dazu geführt, dass die Qualität der Badegewässer an der deutschen Nordsee als gut bis ausgezeichnet eingestuft werden kann. Seit 2001 ist die Qualität der Badegewässer auf hohem Niveau konstant. Wie sich die Populationsdynamik pathogener Vibrionen im marinen Milieu entwickeln wird, lässt sich heute nicht mit Sicherheit vorhersagen. Da diese u.a. auch durch erhöhte Wassertemperaturen aktiviert werden, ist aufgrund des Klimawandels zukünftig ein vermehrtes Auftreten zu erwarten.

4.8.2 Vorkommen nicht einheimischer Arten

Beschreibung

In der deutschen Nordsee konnten bis 2010 64 nicht einheimische Tier und Pflanzenarten nachgewiesen werden; 49 Arten gelten aktuell als etabliert (Gollasch und Nehring, 2006; Nehring, 2010).

Der internationale Schiffsverkehr stellt den bedeutendsten Einfuhrvektor für nicht einheimische Arten in deutschen Meeresgewässern dar: Zwei Drittel aller in die Nordsee eingeführten Arten wurden im Ballastwasser oder an Schiffsrümpfen eingeschleppt. Die meisten Arten stammen aus dem Pazifik und dem Atlantik. Ein weiterer wesentlicher Einfuhrvektor ist die Aquakultur (Molnar et al., 2008), für die die Pazifische Auster ein prominentes Beispiel ist.

Wirkungen

Die Auswirkungen von nicht einheimischen Arten sind sehr unterschiedlich und hängen von der betrachteten Art, dem Ausmaß der Invasion und der Empfindlichkeit des Ökosystems ab. Dazu gehören Konkurrenz um Ressourcen, Nischen im Ökosystem, Prädation und Herbivorie, Hybridisierung, Krankheitsübertragung und andere negative ökosystemare Veränderungen. Makroinvertebraten weisen z.B. insbesondere Verdrängungseffekte auf. Zudem haben sie ökonomische Auswirkungen, da sie wasserbauliche Werke beschädigen oder kommerziell genutzte Arten beeinträchtigen. Einige nicht einheimische Phytoplanktonarten entwickeln ausgeprägte Blüten, von denen einige toxisch sind (*Coscinodiscus wailesii*, *Gyrodinium aureolum*, *Fibrocapsa japonica*). Weiterhin können fremde Phytoplanktonarten einheimische Arten verdrängen und dadurch die Artenzusammensetzung als auch die Biomasse verändern. Dies kann auch Auswirkungen auf das Zooplankton und das gesamte marine Nahrungsnetz haben. Von den bisher in der deutschen Nordsee etablierten nicht einheimischen Arten gelten 25 als invasiv bzw. potenziell invasiv.

Spezifische Bewertungen aufgrund bestehenden Gemeinschaftsrechts

Gegenwärtig existiert noch keine umfassende Bewertung der Auswirkungen von nicht einheimischen Arten auf die deutsche Nordsee. Für das Wattenmeer ergab eine erste Bewertung, dass die Mehrzahl der gebietsfremden Arten keinen oder nur einen geringfügigen Einfluss auf die natürliche Biodiversität hat (Wolff et al., 2010). Wie auch andere Meeresschutzübereinkommen bewertet OSPAR die Einbringung von nicht einheimischen Arten als Risiko (OSPAR, 2010).

4.8.3 Selektive Entnahme von Arten einschließlich anfallender Beifänge

Beschreibung

Für vier der fünf vom ICES bewerteten Fischarten in deutschen Nordseegewässern (Hering, Scholle, Seezunge, Wittling) sinkt die fischereiliche Sterblichkeit (F), und die Biomasse steigt (vgl. zur Bewertung auch Fußnote in Tabelle 6.1). Dabei liegen Sterblichkeit und Biomasse für Hering und Scholle bereits im gewünschten Referenzbereich. Für Seezunge und Wittling ist die fischereiliche Sterblichkeit zwar rückläufig, dennoch zeigt sich nur eine leichte Erholung der geringen Bestandsbiomasse. Der Kabeljaubestand ist mit ca. 50.000 Tonnen sehr gering, die fischereiliche Sterblichkeit liegt immer noch deutlich über dem höchstmöglichen Dauerertrag (MSY). Derzeit existiert für die fünfte betrachtete Art, die Sprotte, keine analytische Bewertung.

Für das Jahr 2006 liegen internationale Anlandungsdaten aufgelöst für die deutsche AWZ vor (Pedersen et al., 2009). Von den 140.000 Tonnen Gesamtanlandungen entfielen 39.000 Tonnen auf die beifangintensive Baumkurren- und Grundscheppnetzfisherei auf Plattfische und Garnelen. Die geschätzte damit assoziierte Rückwurfmasse (Discard) beträgt insgesamt 103.000 Tonnen (Ulleweit et al., 2010). Die Rückwurfrate (Discardrate) unterscheidet sich stark, abhängig von dem jeweiligen Fischereisegment. Sie fällt mit 62% am höchsten für die Baumkurrenfisherei aus, gefolgt von 55% bei der Grundscheppnetzfisherei. Plattfische, Knurrhähne und Krabben machen den größten Anteil des Discards aus (Ulleweit et al., 2010).

In Schleswig-Holstein und Niedersachsen wurden seit 2006 im Mittel pro Jahr 2.429 Tonnen bzw. 3.493 Tonnen Speisemuscheln geerntet. Anlandungen an Speisegarnelen liegen bei 12.000 Tonnen jährlich, wobei die Rückwurfrate ca. 60% beträgt.

Wirkungen

Die Auswirkungen der Fischerei lassen sich in drei Bereiche untergliedern: Auswirkungen auf Zielarten, auf Nichtzielarten sowie auf Bodenökosysteme.

Zielarten

Die selektive Entnahme großer Tiere der Zielarten reduziert die durchschnittliche Größe der einzelnen Individuen und führt zu einem früheren Eintritt in die Geschlechtsreife, was sich in geringeren Biomassen und eingeschränkten Reproduktionserfolgen auswirkt. In der deutschen AWZ ließ sich bis ins Jahr 2000 eine Abnahme der mittleren Länge bei Zielarten als auch bei Nichtzielarten feststellen - für die gesamte Nordsee hielt dieser Trend für mehr als 30 Jahre an (ICES, 2008a).

Die Industriefischerei auf Sandaal, Sprotte und Hering wird zunehmend als Risiko für die Nahrungsverfügbarkeit von marinen Säugetieren, Seevögeln und Speisefischen diskutiert (Fock, 2011; ICES, 2008b).

Nichtzielarten

Beifang und Rückwurf von Nichtzielarten wirken sich negativ auf die kommerziell genutzten Fischbestände und das Ökosystem generell aus (Fock und Odefey, 2010). Zudem profitieren opportunistische Arten vom Rückwurf, wodurch das natürliche Artenspektrum verändert wird.

Bei langlebigen Nichtzielarten wie marinen Säugetieren, Seevögeln, Haien und Rochen ist die Bestandssituation z. T. stark belastet, u.a. bedingt durch Beifang. Vielfach fehlen genaue Daten zur Abschätzung der Beifangmortalitäten. So stellen Stellnetze eine besondere Gefahr für Schweinswale dar - allein durch die dänische Stellnetzfisherei mit Kiemen- und Verwickelnetzen insbesondere auf Kabeljau und Steinbutt werden jährlich zwischen 4.500 und 7.000 Individuen gefangen (Vinther, 1999). Stellnetze sind weiterhin eine Gefahr für Vogelarten wie Sterntaucher, Trottellumme oder Basstölpel, die ihre Nahrung tauchend erbeuten, da sie sich in den Netzen verfangen und ertrinken (Žydelis et al., 2009). Im Bereich der deutschen Nordsee werden derzeit nur vereinzelt Stellnetze eingesetzt.

Benthische Ökosysteme

Fischereien mit Grundscheppnetzen und Baumkurren haben erhebliche negative Auswirkungen auf benthische Lebensräume sowie ihre typischen Arten. Hartsubstrate und Geröll sind empfindlicher als gemischte Substrate. Untersuchungen haben ergeben, dass sich bei den Benthosgemeinschaften eine Verschiebung zu weniger empfindlichen Arten ergeben hat, wobei die Biomasse in der deutschen AWZ zwar leicht angestiegen ist (Lindeboom und Groot, 1998), diese Entwicklung aber zu Lasten beispielsweise von seltenen Echinodermen und den großen Schneckenarten geht.

Sonstige Entnahmen

Eine weitere Form der selektiven Entnahme von Arten resultiert aus der Entnahme von Wasser. Beim Ansaugen größerer Mengen Meerwassers, wie sie z. B. zur Kühlung von Kraftwerken benötigt werden, kommt es auch zum „Beifang“ von Fischen. Maßgeblich für das Ausmaß ist die Strömungsgeschwindigkeit, die sich aus der angesaugten Wassermenge pro Zeit und dem Öffnungsquerschnitt des Saugrohrs ergibt. Vor allem kleine und nicht schwimmstarke Fische (z. B. Fischlarven, Jungfische) können der Strömung nicht entkommen und werden mit aufgesaugt. Dies kann sich negativ auf Fischpopulationen auswirken. Die konkreten Auswirkungen auf die lokalen Fischpopulationen lassen sich derzeit aber noch nicht abschließend bewerten.

Spezifische Bewertungen aufgrund bestehenden Gemeinschaftsrechts

Die Bewertung der selektiven Entnahme (Fischerei) durch die EU-Kommission fällt weitgehend kritisch aus. So werden im Jahr 2009 30% der Fischbestände in EU Gewässern außerhalb sicherer biologischer Grenzen und 88% über den höchstmöglichen Dauerertrag hinaus befischt (Kommission der Europäischen Gemeinschaften, 2009). Laut OSPAR (OSPAR, 2010) sind die wichtigsten Problemfelder die Bestandsituation des Kabeljaus, Daten- und Bewertungsdefizite für kommerzielle Fischbestände, Rückwürfe, Schädigung benthischer Lebensräume und der Beifang von Meeressäugtieren. Vor allem der Beifang von Schweinswalen wird als kritisch erachtet, obwohl die Datengrundlage für eine sichere Feststellung unzureichend ist. ASCOBANS bewertet die Beifangsituation als kritisch, eine Überprüfung der EG-Verordnung 812/2004 hat gezeigt, dass diese unzureichend und unvollständig implementiert ist.

4.9 Wichtigste kumulative und synergetische Wirkungen

Die MSRL fordert in Artikel 8 (b)ii neben einer Analyse der wichtigsten Belastungen und Wirkungen die Berücksichtigung der wichtigsten kumulativen und synergetischen Wirkungen, ohne dabei jedoch solche Wirkungen genauer zu definieren. Es lassen sich drei unterschiedliche Arten von kumulativen Effekten unterscheiden: additive, synergetische und antagonistische Wirkungen (Folt et al., 1999; Crain et al., 2008). Insgesamt verwendet die Mehrzahl aktueller wissenschaftlicher Studien additive Modelle zur Erfassung kumulativer Effekte (z.B. Halpern et al., 2008; Stelzenmüller et al., 2010; Fock, 2011). Im Rahmen der Umsetzung der MSRL und dem in ihr geforderten Vorsorgeprinzip müssen in erster Linie die Effekte multipler Belastungsfaktoren mit negativen Auswirkungen betrachtet werden. Dies ermöglicht es, den derzeit überwiegend als nicht gut eingeschätzten Zustand der einzelnen Ökosystemkomponenten verschiedenen Belastungen und deren Wirkungen zuzuordnen und dann anhand entsprechender Maßnahmen zu verbessern.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass es bei der Erarbeitung von Konzepten für die Erfassung und Bewertung kumulativer Wirkungen gegenwärtig noch sehr große Wissenslücken gibt. Insgesamt verwendet die Mehrzahl aktueller wissenschaftlicher Studien additive Modelle zur Erfassung kumulativer Effekte (z.B. Halpern et al., 2008; Stelzenmüller et al., 2010; Fock, 2011). Der OSPAR QSR 2010 hat u.a. für die Nordsee erstmals eine kumulative Bewertung der Auswirkungen von anthropogenen

Belastungen auf ausgewählte Habitate und Artengruppen vorgenommen, der aber ebenfalls nur eine additive Betrachtungsweise zugrunde liegt. Zukünftige Forschungsvorhaben müssen eine Definition der verschiedenen Arten kumulativer Wirkungen und ein Verständnis der Wirkungswege erarbeiten und letztendlich die Frage klären, inwieweit und in welcher Form solche Wirkungen Eingang in Bewertungssysteme finden sollen.

4.10 Bewertungen aufgrund bestehenden Gemeinschaftsrechts

Obwohl für die Nordsee keine umfassende Bewertung des Umweltzustandes vorliegt, existieren eine Reihe von Bewertungsverfahren, die spezifische Aspekte des Zustands der Meere abdecken. Bewertungen stellen einen Paradigmenwechsel in der europäischen Umweltpolitik dar, indem mit ihrer Hilfe versucht wird, den Ökosystemansatz zum Schutz der Oberflächengewässer zu implementieren. Nachfolgend wird ein kurzer Überblick über bereits erfolgte thematische oder integrative Bewertungen bestehender europäischer Richtlinien oder Meeresschutzkonventionen gegeben.

OSPAR

Im Rahmen des OSPAR-Übereinkommens wurden die Konventionengewässer einschließlich der Nordsee wiederholt umfassend bewertet (OSPAR 1993, 2000 und 2010). Der aktuelle Quality Status Report 2010 beinhaltet neben verschiedenen thematischen Bewertungen der Nordsee den Pilotversuch einer ökosystemaren Bewertung der Wirkungen der hauptsächlichsten Belastungen und ihrer kumulativen Effekte auf ausgewählte Arten und Habitate. Der QSR 2010 kommt zu dem Schluss, dass steigende Wassertemperaturen (1-2 °C in den letzten 25 Jahren) infolge des Klimawandels und eine Versauerung schon heute nachweisbar sind. Die Eutrophierung ist nach wie vor ein Problem in der Nordsee - vor allem in Küstengebieten. Einträge von ausgewählten Schadstoffen einschließlich von Schwermetallen wurden zwar erheblich reduziert, liegen jedoch immer noch oberhalb von OSPAR Schwellenwerten. Müll im Meer ist ein Problem, das zunehmend in den Fokus gerät. Mehr als 90% der untersuchten Eissturmvögel aus der Nordsee haben Plastikpartikel in ihren Mägen. Die zerstörenden Auswirkungen von Grundschleppnetzen sind immer noch erheblich. Wichtige kommerziell genutzte Fischbestände befinden sich außerhalb sicherer biologischer Grenzwerte, und Beifänge sind zu hoch. Der QSR empfiehlt zur Verbesserung des Zustands der Nordsee, dass Staaten die marine Raumplanung verbessern, dass Einträge von Nähr- und Schadstoffen weiter gemindert werden und dass OSPAR sich weiterhin um Kooperation mit Fischereibehörden bemüht, um ein nachhaltiges Fischereimanagement zu unterstützen.

WRRL

Die im Jahr 2000 in Kraft getretene europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) bewertet den chemischen und den ökologischen Zustand der Küsten- und Übergangsgewässer. Für den ökologischen Zustand wurden die Qualitätskomponenten Phytoplankton, Makrophyten und Makrozoobenthos sowie Fische (nur in Übergangsgewässern) bewertet. Die 23 Wasserkörper der Küstengewässer der Nordsee sind in einem 'mäßig' bis 'unbefriedigenden' Zustand

und müssen durch geeignete Maßnahmen verbessert werden. Eine Übersicht der ökologischen Zustandsbewertung aller Wasserkörper in den Küsten- und Übergangsgewässern von Nord- und Ostsee wird in Abbildung 4.6 gegeben. Das Verfehlen des guten ökologischen Zustands ist hauptsächlich auf Nährstoffeinträge aus den Fließgewässern zurückzuführen.

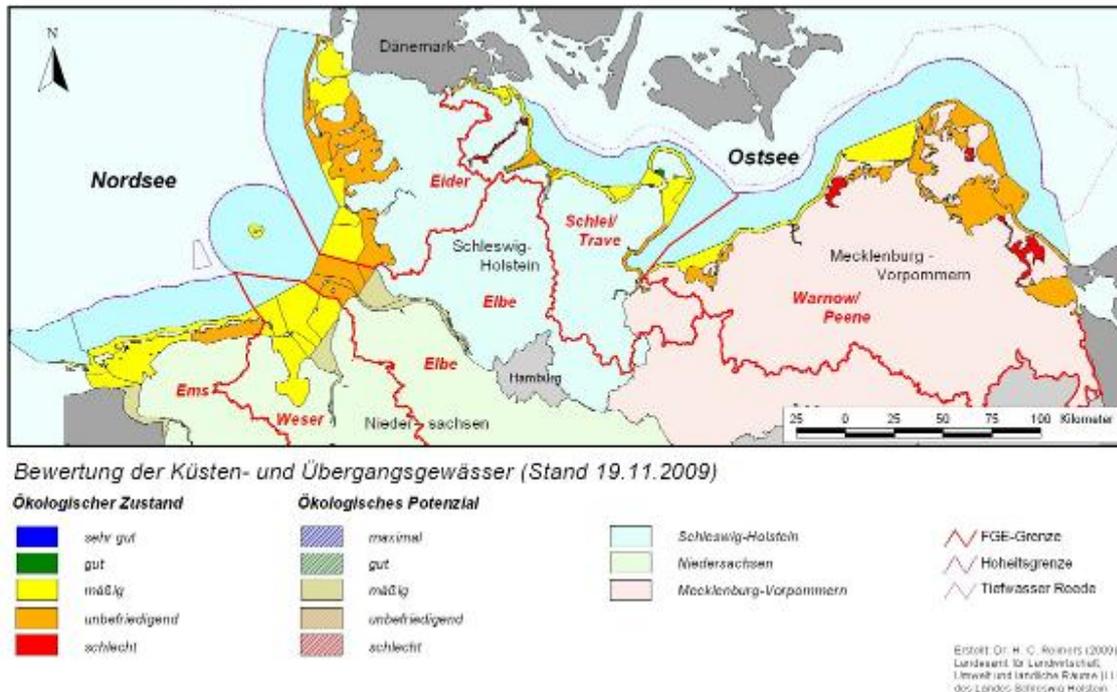


Abb. 4.6: Ökologische Zustandsbewertung der Wasserkörper in den Küsten- und Übergangsgewässern von Nordsee und Ostsee (Voß et al., 2010).

FFH-RL

Ziel des Artikels 17 der Flora-Fauna-Habitat Richtlinie (FFH-RL) ist die Bewertung des Erhaltungszustands der Arten und Lebensraumtypen (LRT) innerhalb der biogeographischen Regionen der EU. In der deutschen Nordsee wird bei den Arten nur der Erhaltungszustand von Seehunden und bei den Meeresgewässern und Gezeitenzonen nur die vegetationsfreien Schlick-, Sand- und Mischwatte als 'günstig' bewertet (Tabelle 4.1). Erhaltungszustände von Ästuarien, Lagunen, Riffen, Schweinswalen und Kegelrobben sind entweder 'schlecht' oder 'unzureichend'. Für eine Bewertung der Sandbänke und der flachen Meeresarme und -buchten ist die Datengrundlage derzeit unzureichend.

TWSC

Der Trilaterale Wattenmeerplan definiert gemeinsame ökologische und sozioökonomische Qualitätsziele und Managementprinzipien, die von grundlegender Bedeutung für den Schutz des grenzüberschreitenden Wattenmeeres der Niederlande, Deutschlands und Dänemarks sind. Das Trilateral Monitoring and Assessment Program (TMAP) als gemeinsames harmonisiertes Umweltbeobachtungsprogramm überwacht die Zielerreichung. Die Ergebnisse werden regelmäßig ausgewertet und als Bericht zum Qualitätszustand des Wattenmeeres (QSR) veröffentlicht.

Tab. 4.1: Zusammenfassende FFH-Bewertung der Erhaltungszustände der Lebensraumtypen (LRT), der marinen Säugetiere und anadromen Wanderfische in der deutschen Nordsee (Auszug aus EU-Bericht des ETC/BD (Stand: August 2008)).

		Gesamtbewertung des Erhaltungszustands
FFH-LRT	Sandbänke (1110)	unbekannt
	Vegetationsfreies Schlick-, Sand- und Mischwatt (1140)	günstig
	Lagunen (1150)	ungünstig - schlecht
	Flache große Meeresarme und -buchten (1160)	unbekannt
	Riffe (1170)	ungünstig - unzureichend
	Einjährige Spülsäume (1210)	günstig
	Mehrjährige Vegetation von Kies-, Geröll- und Blockstränden (1220)	günstig
	Fels- und Steilküsten mit Vegetation (1230)	günstig
	Quellerwatt (1310)	günstig
	Schlickgrasbestände (1320)	günstig
	Atlantische Salzwiesen (1330)	ungünstig - unzureichend
	FFH-Arten	Schweinswal
Kegelrobbe		ungünstig - unzureichend
Seehund		günstig
Finte		ungünstig - unzureichend
Alse		ungünstig - schlecht
Meerneunauge		ungünstig - schlecht
Flußneunauge		ungünstig - unzureichend
Stör		nicht bewertet

Der QSR 2009 (Marencic und Vlas, 2009) kommt zu dem Schluss, dass die Eutrophierung des Wattenmeeres weiterhin abnimmt, dennoch ist sie nach wie vor ein Problem.

Für die meisten gefährlichen Stoffe, inklusive Schwermetalle, die vorwiegend aus externen Quellen stammen, sind abnehmende Trends zu beobachten. Dennoch gibt es keine signifikanten Unterschiede zwischen der im QSR 2004 und im QSR 2009 beschriebenen Situation und die gesetzten Ziele wurden noch nicht erreicht. Auch die Belastungen durch Öl und durch Müll sind weiterhin ein Problem für das Wattenmeer.

Die Seegrasfläche und die Biomasse des Makrozoobenthos sind seit dem QSR 2004 stabil geblieben. Eine Ausnahme ist die Baltische Plattmuschel *Macoma balthica*, deren Biomasse stark abgenommen hat. Die Fläche der eulitoralen Muschelbänke nimmt mit Ausnahme des östlichen niederländischen Wattenmeeres weiterhin ab (Marencic und Vlas, 2009).

Die Zahl der nicht einheimischen Arten im Wattenmeer nimmt weiterhin zu. Die Pazifische Auster *Crassostrea gigas* breitet sich im Wattenmeer weiter aus.

Seit dem QSR 2004 sind für die Hälfte der Brutvögel die Trends in Teilen des Wattenmeeres weiterhin rückläufig. Bei den Zugvögeln haben sich rückläufige Tendenzen zu stabilen oder sogar steigenden Zahlen geändert, vor allem für Arten, die in der Arktis brüten. Allerdings sind für einige Vogelarten die Zahlen noch immer rückläufig. Es gibt Anzeichen, dass Überfischung wie auch unzureichende Größe von Rast- und Mauserplätzen die Anzahl und Verbreitung der Zugvögel negativ beeinflussen.

Seit dem QSR 2004 hat die Zahl der Seehunde stark zugenommen, um etwa 25%. Die Zahl der Kegelrobben hat sich fast verdoppelt. Weniger ist über den Schweinswal bekannt, die Zahlen scheinen jedoch stabil zu sein.

Zusätzlich bewertet der QSR zahlreiche menschliche Aktivitäten und ihren Einfluss auf die Meeresumwelt des Wattenmeeres wie z.B. Rohstoffnutzung, Tourismus, Küstenschutz, Fischerei.

5 Wirtschaftliche und gesellschaftliche Analyse

5.1 Wirtschaftliche und gesellschaftliche Analyse

Die deutsche sozio-ökonomische Anfangsbewertung für die Nordsee orientiert sich methodisch an den Vorgaben der Leitlinie der europäischen „Working Group on Economic and Social Assessment - WG ESA“ (Leitlinie ESA, verabschiedet von den marinen Direktoren am 27.05.2011 in Budapest).

Um die Anforderung einer wirtschaftlichen und gesellschaftlichen Analyse zu erfüllen ist es zweckmäßig, neben den direkten Nutzungsformen des Meeres auch Nutzungsarten mit einer mittelbaren Meeressgewässer-Nutzung zu erfassen. Für die relevanten Nutzungsformen des Meeres werden die positiven ökonomischen Auswirkungen anhand von statistischen Daten und Kennzahlen - soweit vorhanden - dargestellt.

Bedeutende Entwicklungstreiber für die zunehmende ökonomische Nutzung der Meere sind u.a. der Anstieg des internationalen Warenhandels und die Zunahme der industriellen Produktion sowie der steigende Energie- und Rohstoffbedarf. In der Zukunft ist daher grundsätzlich von einer noch stärkeren Beanspruchung der Meeresumwelt auszugehen.

Mit sämtlichen Nutzungsarten sind gesellschaftliche Aspekte verbunden. Diese werden verbal-argumentativ dargestellt. Da die gesellschaftlichen Aspekte der Nutzungsarten insbesondere aus ihren ökologischen Auswirkungen entstehen, werden diese ebenfalls beschrieben.

Direkte Nutzungsformen der Nordsee

Schifffahrt

Der Seeverkehr bildet ein sehr wichtiges Rückgrat des deutschen Außenhandels. In Deutschland werden rund 26 % aller beförderten Waren im Im- und Export über die Seehäfen abgewickelt. An der deutschen Nordseeküste sind derzeit insgesamt 360 Reedereibetriebe (Handelsschifffahrt, Fähr- und Fahrgastschifffahrt) ansässig und darin sind rund 18.000 Personen sozialversicherungspflichtig beschäftigt (Nord/LB, 2011; Bundesagentur für Arbeit, 2011).

Überall in der Nordsee findet Schifffahrt statt. Besonders intensiv ist der Verkehr in den Verkehrstrennungsgebieten vor den ostfriesischen Inseln sowie in den Ansteuerungen zu den Seehäfen.

Der wesentliche Anteil des wirtschaftlichen Nutzens der Seeschifffahrt fällt in den Häfen an. Häfen prägen die Wirtschaftsstruktur der Nordseeküste. Ohne leistungsfähige Schifffahrt in der Nordsee wäre mit erheblichen Verlusten an Wertschöpfung, Arbeitsplätzen und Steuereinnahmen zu rechnen. Die Schifffahrt ist zu dem eine Voraussetzung für das Funktionieren der gesamten auf Export ausgerichteten deutschen Volkswirtschaft. Im Jahr 2010 wurden in den deutschen Nordseehäfen 219,1 Mio. Tonnen Seegüter umgeschlagen (Statistisches Bundesamt, 2011.) Die Schifffahrt hat eine sehr hohe wirtschaftliche und gesellschaftliche Bedeutung.

Hinsichtlich ökologischer Auswirkungen, die auch für die Betrachtung der gesellschaftlichen Aspekte relevant sind, sind insbesondere die Emission von Schadstoffen, Schalleinträge und die Einschleppung invasiver Arten über das Ballastwasser zu nennen. Besonders schwerwiegend sind havariebedingte Ölaustritte wegen ihrer Folgen für die Ökosysteme und wegen der Beeinträchtigungen des Tourismus. Die illegale Entsorgung von Müll beeinträchtigt

überdies die Erholung der Urlauber und führt zu hohen Kosten bei der Reinigung der Strände. Aus Sicht des Tourismus ist der Anblick von Schiffen positiv, da diese zum erwarteten Bild an der Küste gehören.

Die Weltwirtschaft und der Welthandel haben sich nach den krisenbedingten Einbrüchen unerwartet stark erholt. Die Konjunkturerholung hat sich besonders auf die Containerverkehre positiv ausgewirkt. Für 2011 ist laut Zentralverband der deutschen Seehafenbetriebe (ZDS) ein Wachstum des deutschen Seegüterumschlags auf insgesamt ca. 295 Mio. Tonnen zu erwarten (ZDS, 2010).

Offshore-Windenergie

Die Offshore-Windenergie hat für die Klimaschutzstrategie der Bundesregierung eine besondere Bedeutung. Dementsprechend bestärkt das Energiekonzept der Bundesregierung aus dem Jahr 2010 das Ziel, bis zu 25.000 MW Offshore-Windenergie bis zum Jahr 2030 zu installieren. In der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) wurde bislang der Bau von 23 Windparks mit 1611 WEA genehmigt. Errichtet sind bisher der Windpark „alpha ventus“ (12 WEA) sowie 18 WEA des Projektes „Bard Offshore 1“. Darüber hinaus befinden sich zurzeit 58 weitere Offshore-Projekte im Antrags- bzw. Genehmigungsverfahren. Im Küstenmeer von Niedersachsen sind zwei Windparks mit 48 WEA genehmigt worden.

In den Küstenländern der Nordsee sind derzeit 131 Betriebe mit rund 7.400 Beschäftigten im Bereich der Offshore-Windenergie tätig. Schwerpunktstandorte im Nordseeraum sind Bremerhaven mit rund 1.200 Beschäftigten (prognos, 2011), Emden mit etwa 1.000 Beschäftigten und Cuxhaven mit 700 Beschäftigten (Nord/LB, 2011), die auch als Offshorebasishäfen fungieren.

Wichtige gesellschaftliche Relevanz hat der Beitrag zum Klimaschutz durch die Vermeidung von Kohlendioxid bei der Stromproduktion und der Beitrag zur Sicherung einer unabhängigen Energieversorgung. Zu nennen ist auch die Entstehung eines neuen Wirtschaftszweiges in strukturschwachen Küstenregionen. Da Offshore-Windparks für bestimmte Schiffe gesperrt werden, führt dies zu Konflikten mit den traditionellen Meeresnutzern Schifffahrt und Fischerei. Von gesellschaftlicher Relevanz sind auch die mit Bau und Betrieb von Offshore-Windparks verbundenen ökologischen Auswirkungen. Insbesondere das bislang sehr lärmintensive Rammen der Fundamente kann zu erheblichen Auswirkungen auf marine Säugetiere, wie Schweinswale, und Fische führen. Der Betrieb von WEA kann Vertreibungseffekte bei bestimmten Vogelarten verursachen. Wichtig sind ebenfalls das Kollisionsrisiko („Vogelschlag“) sowie die Barrierewirkung für Zugvögel.

Für den deutschen Offshore-Windmarkt wird in den nächsten Jahren eine dynamische Entwicklung erwartet. Das Gesamtinvestitionsvolumen, das sich aus den Zielen der Offshore-Strategie der Bundesregierung ableiten lässt, wird auf bis zu 75 Mrd. Euro bis zum Jahr 2030 geschätzt (BMW/BMU, 2010).

Offshoreförderung von Öl und Gas

Im Bereich der deutschen Hoheitsgewässer und des Festlandssockels der Nordsee befinden sich lediglich die Offshoreplattformen Mittelplate für Erdöl und A6-A für Erdgas. Im Jahr 2009 betrug die Erdölfördermenge etwa zwei Millionen Tonnen. Tonnen Öl und die Erdgasförderung ca. 1,2 Mrd. m³. Die Anlage A6-A steuert damit einen Anteil von rund 8% zur deutschen Erdgasproduktion bei.

Der Offshorewirtschaft Öl und Gas gehören in der gesamten Bundesrepublik 78 Betriebe an, in denen rund 14.000 Mitarbeiter beschäftigt sind. Bundesweit wird ein Umsatz von schätzungsweise 7,9 Mrd. Euro erwirtschaftet. Auf Standorte in Hamburg, Bremen, Niedersachsen und den westlichen Landkreisen Schleswig-

Holsteins entfallen 34 Betriebe mit rund 2.400 Mitarbeitern. Diese Betriebe erwirtschaften einen Umsatz von schätzungsweise rund 2,2 Mrd. Euro (Nord/LB, 2011).

Zu der gesellschaftlichen Relevanz der Offshoreförderung von Erdgas gehören ihr Beitrag zur Sicherung der heimischen Energieversorgung und die Bedeutung als Wirtschaftsfaktor. Als Auswirkungen der Offshoreförderung von Öl und Gas auf die Meeresumwelt sind Öleinträge und Verschmutzungen beispielsweise durch Schadstoffe aus Bohrspülungen oder Produktionswasser zu nennen.

Im Hinblick auf die Aufsuchung von Kohlenwasserstoffen sind in der deutschen Nordsee großflächig Erlaubnisfelder ausgewiesen, die erkundet werden. Die weitere Entwicklung der Offshoreförderung von Öl und Gas hängt von den Ergebnissen dieser Erkundungen und den unternehmerischen Entscheidungen zur Erschließung ab.

Marine Rohstoffgewinnung (Steine, Sand und Kies)

In der deutschen Nordsee werden Sand- und Kiesvorkommen abgebaut. Zu einem bedeutenden Teil wird der Sand auch zu Baumaßnahmen an Land verwendet. Neben der gewerblichen Nutzung für die Baustoffindustrie hat die marine Sand- und Kiesgewinnung für den Deichbau und den Küstenschutz hohe Relevanz. Im Bereich des Festlandsockels in der Nordsee wurden vier Sand- und Kiesgewinnungsgebiete auf einer Fläche von insgesamt 1339 km² bewilligt:

Als ökologische Auswirkungen sind insbesondere durch die Entfernung von Substraten die Veränderung der Topographie und der Lebensraumverlust für Meeresbodenlebewesen (Benthos), Veränderungen der Benthosgemeinschaften und damit auch des marinen Nahrungsnetzes zu nennen. Außerdem sind die Schallemissionen bei Baggararbeiten für marine Säugetiere und Fische relevant.

Die zunehmende Verknappung der Vorkommen an Land sowie der Bedarf für den Deichbau wird das Interesse an den Sand- und Kiesvorkommen im Meer weiterhin steigern

Unterwasserkabel und -leitungen

Die in der deutschen Nordsee verlegten Seekabel und Rohrleitungen dienen dem Datenaustausch und dem Transport von Strom und Gas. Die Rohrleitungen Norpipe, Europipe 1 und Europipe 2 befördern Gas aus norwegischen Gasfeldern nach Niedersachsen. Über die Pipelines werden rund 30% des deutschen Erdgasverbrauchs importiert und weitergeleitet.

Mit der Produktion von Seekabeln und Pipelines sowie deren Verlegung und Installation im deutschen Nordseeraum sind derzeit insgesamt 15 Betriebe mit rund 1.600 Beschäftigten befasst (Nord/LB, 2011).

Seekabel und Rohrleitungen haben wegen der Versorgungssicherheit eine hohe gesellschaftliche Bedeutung. Verlegung, Reparatur und ggf. Rückbau führen zu Auswirkungen auf die Meeresumwelt, die jedoch zeitlich und lokal begrenzt sind. Beim Verlegen der Kabel und Leitungen kommt es vor allem beim Einspülen zu Sediment- und Trübungsfahnen sowie zu Sedimentumlagerungen entlang des Verlegegrabens. Dies wirkt sich, räumlich begrenzt, insbesondere auf Benthosarten, Fische und marine Nahrungsnetze aus.

Auf Grund der geplanten Offshore-Windenergieparks in der AWZ sind eine ganze Reihe stromabführender Kabel zur Netzeinspeisung an Land vorgesehen. Des Weiteren wird die Möglichkeit eines nordseeweiten Offshore-Stromnetzes untersucht. Zur Verbindung der norwegischen Wasserkraftwerke mit dem deutschen Netzverbund sind derzeit mehrere Übertragungskabel (Interkonnektoren) geplant.

Fischerei

Die deutsche Seefischerei ist den Bestimmungen der gemeinsamen Fischereipolitik der EU (GFP) unterworfen. Die Festlegung von Höchstfangmengen stellt dabei die zentrale fischereipolitische Maßnahme dar. Viele Bestände in EU-Gewässern werden aber bisher nicht nachhaltig befischt.

In der deutschen Fischereiwirtschaft waren im Bereich der Nordsee im Jahr 2010 435 Arbeitskräfte in der Fischerei, 3231 in der Fischverarbeitung beschäftigt. 2009 wurden von der deutschen Hochsee- und Küstenfischerei 70.300 Tonnen Fisch aus der Nordsee (einschließlich Skagerrak, Kattegat und Kanal) angelandet (BMELV, 2010; Fisch-Informationszentrum, 2010). Die Bruttowertschöpfung von Fischerei und Fischzucht betrug 2007 für die Nordsee 65,8 Mio. € (Volkswirtschaftliche Gesamtrechnung der Länder, 2010).

Der ökonomische Nutzen aus der Fischerei geht mit ökologischen Auswirkungen auf die Meeresumwelt einher. Das Ausmaß der negativen ökologischen Auswirkungen hängt stark von der Art der eingesetzten Fangtechnik und deren saisonalem und gebietsspezifischem Einsatz ab. Zentrale Probleme sind die Überfischung einzelner Bestände und der negative Einfluss auf Nichtzielarten und Habitate. Positive Aspekte hat die lokale Fischerei für den Tourismus. Touristen schätzen den Anblick vieler kleiner Fischerboote in den Häfen mehr als den von großen Fangflotten. Bei der touristischen Vermarktung einer Region ist dieser Zusammenhang relevant.

Sollte die EU mit der Einführung langfristiger Managementpläne Erfolge beim Bestandsaufbau haben, dürften sich auch die Bedingungen für die deutsche Fischerei wieder verbessern.

Tourismus

Der Tourismus stellt eines der wichtigsten wirtschaftlichen Standbeine in den Küstenregionen dar. Von den Umsätzen im maritimen Tourismus wird ein Teil direkt zu Löhnen oder Gehältern. Diese lösen durch Multiplikatoreffekte weitere Ausgaben in der Region aus. Insgesamt waren im Jahr 2010 im deutschen Nordseeraum 60.683 Arbeitnehmer/innen in den Bereichen Beherbergung und Gastronomie sozialversicherungspflichtig beschäftigt. Im deutschen Nordseeraum wurde 2009 mit 41,2 Mio. Übernachtungen ein Bruttoumsatz von 2,8 Mrd. € erzielt (Universität Göttingen, 2011). Zusätzlich kann man von ca. 52 Mio. Tagestouristen und einem dadurch ausgelösten Bruttoumsatz von rund 1,3 Mrd. Euro ausgehen (DWIF, 2011; TVSH/TASH, 2010).

Das Verhältnis Tourismus - Umwelt stellt sich als ambivalent dar. Eine intakte Umwelt ist ein wichtiger positiver Faktor für den Tourismus. Auf der anderen Seite ist der Tourismus jedoch auch ein potentieller Belastungsfaktor (z.B. Müll- und Schadstoffeinträge, Störquelle für marine Organismen, Habitatbeeinträchtigungen, Küstenerosion).

Für die Nordseeküste dürfte der Weltnaturerbestatus des Wattenmeeres positive Wirkungen auf den Tourismus haben. Um diesen Attraktivitätsfaktor zu erhalten, glaubwürdig zu kommunizieren und langfristig davon zu profitieren spielt der Natur- und Umweltschutz sowie den Schutz der Kulturlandschaft eine wichtige Rolle (vgl. Sparkassen und Giroverband für Schleswig-Holstein, 2010). Eine stärkere Nachhaltigkeit im Tourismus ist unter anderem eine Voraussetzung für den Erhalt der Werte, die zur UNESCO-Auszeichnung geführt haben.

Das Meer als Senke

Einträge aus der Landwirtschaft

Über die großen Flüsse Elbe, Weser, Ems und Eider werden Stickstoff, Phosphor und Pflanzenschutzmittel aus landwirtschaftlichen Quellen in die Nordsee eingetragen. Im Jahr 2005 stammten ca. 75% der Gesamtstickstoffeinträge und 50% der Phosphoreinträge aus der Landwirtschaft (BMU/UBA, 2011). Der Anteil der Landwirtschaft und Fischerei am deutschen BIP betrug im Jahr 2009 0,8% (BMELV, 2010). Mit ihrer Primärproduktion liefert die Landwirtschaft und Fischerei die Grundlage für die einheimische Nahrungsmittelindustrie, die für die Sicherstellung der Versorgung der deutschen Bevölkerung wichtig ist. Im Jahr 2008 erzielte die deutsche Landwirtschaft einen Verkaufserlös von 38,4 Mrd. Euro. Im Jahr 2005 waren in Deutschland knapp 1,3 Mio. Arbeitskräfte in der Landwirtschaft beschäftigt. Im Jahr 2007 lag die Zahl der landwirtschaftlichen Betriebe bei 374.500, die rund 17 Mio. Hektar landwirtschaftlich genutzter Fläche bewirtschafteten

Die Landwirtschaft hat als Hauptquelle des Nährstoffeintrags große Auswirkungen auf den ökologischen Zustand der Nordsee. Eutrophierungsfolgen (wie starke Algenvermehrung und Schaumteppiche) haben auch negative Folgen für den Tourismus.

Die Entwicklung der landwirtschaftlichen Tätigkeiten wird stark von der infolge des weltweiten Bevölkerungswachstums steigenden Nahrungsmittelnachfrage und von der Flächenkonkurrenz mit nachwachsenden Rohstoffen bestimmt. Es bleibt abzuwarten, ob die Europäische Agrarpolitik im Zuge der CAP-Reform Umweltbelange stärker betonen kann und damit den Intensivierungstendenzen (Stickstoffüberschüssen) entgegenwirken kann.

Einträge aus der Industrie

Das Schadstoffinventar des Wattenmeeres wird maßgeblich durch die Austräge aus den großen Strömen geprägt. Hierbei spielen die Verfrachtungen von industriell und bergbaulich geprägten Altlasten eine besondere Rolle. Auch der industrielle Sektor ist durch die Einleitung von Abwässern an der Belastung der Nordsee durch Schadstoffe beteiligt. Insgesamt wurden bundesweit 26.787 Mio. m³ Abwasser in die Gewässer eingeleitet. Dabei handelte es sich zu 90% um Kühlwasser. Die Abwasserreinigung erfolgte bundesweit in 3.338 betriebseigenen Behandlungsanlagen (Statistisches Bundesamt, 2009b). Das Produzierende Gewerbe (ohne Baugewerbe) trägt mit rund 22% zum Bruttoinlandsprodukt bei (sein Anteil an der Bruttowertschöpfung lag 2010 bei 23,75 %) und stellt somit einen wichtigen volkswirtschaftlichen Faktor dar. Quellen der Schadstoffeinträge sind vor allem die großen industriellen Standorte die im Einzugsbereich der großen Ströme, die in die Nordsee münden, liegen. Hierbei spielen auch Verfrachtungen von industriell und bergbaulich geprägten Altlasten eine Rolle. Im Jahr 2010 waren in Hamburg 129.916 Personen im industriellen Sektor sozialversicherungspflichtig beschäftigt (SvB), gefolgt von Bremen mit 44.998 und den Landkreisen Pinneberg, Stade und Aurich mit 22.076, 12.614 bzw. 11.635 SvB (Bundesagentur für Arbeit, 2011). Der gute Umweltzustand der Meere ist im Fall der Fischerei eine grundlegende Voraussetzung für die Ausübung der wirtschaftlichen Tätigkeit. Die Fischerei wird also davon profitieren, wenn die kommerziellen Fischbestände sich in einem guten Umweltzustand befinden.

Neben den bereits bei der Landwirtschaft genannten Eutrophierungswirkungen der Nährstoffe reichern sich die von der Industrie eingetragenen Schadstoffe im Meer an und gelangen in das Nahrungsnetz, was zu Risiken für Ökosysteme und die menschliche Gesundheit führt.

Einträge aus kommunalen Kläranlagen

Neben den Einträgen aus Landwirtschaft und Industrie ist die Einleitung kommunaler Abwässer eine Ursache für den Nährstoffeintrag in die Oberflächengewässer und die Nordsee. Ca. 96% der Gesamtbevölkerung in Deutschland sind an die öffentliche Kanalisation angeschlossen (Statistisches Bundesamt, 2009a). In die Nordsee werden über die Flüsse Eider, Elbe, Ems, Maas, Rhein und Weser gereinigte Abwässer aus 3614 Kläranlagen mit jeweils > 2000 Einwohnerwerten eingeleitet. Der Anschlussgrad der Bevölkerung an Abwasserbehandlungsanlagen lag 2007 bei 95%. Davon sind über 99% an eine Behandlungsanlage mit biologischer Reinigungsstufe angeschlossen.

Durch erhebliche Investitionen für eine verbesserte Behandlung konnte bereits eine erhebliche Reduktion der Nährstoffeinträge aus kommunalen Kläranlagen erreicht werden. Dennoch gelten kommunale Abwässer aufgrund der Menge als zweitwichtigste Ursache des Nährstoffeintrags mit Auswirkungen auf den ökologischen Zustand der Nordsee. Eutrophierungsfolgen (starke Algenvermehrung und Schaumteppiche) haben auch negative Folgen für den Tourismus.

Weitere Aktivitäten mit Meeresbezug (Küstenschutz, Forschung, militärische Nutzung)

Küstenschutz

In Norddeutschland schützen rund 1200 Kilometer sogenannter Hauptdeiche die Küste vor Sturmfluten der Nordsee. Die geschützten Gebiete umfassen einen insgesamt rund 11.000 km² großen Siedlungs- und Wirtschaftsraum, in dem etwa 2,2 Mio. Menschen leben und arbeiten (Hofstede et al., 2009). Für diese Küstenschutzmaßnahmen werden jährlich Mittel in der Größenordnung von rund 130 Mio. Euro aufgewendet.

Forschung

Insgesamt kann von einer Gesamtbeschäftigung von 11.000 bis 13.000 Mitarbeitern in allen norddeutschen Forschungsinstituten, die sich mit maritimen bzw. meeresstechnischen Fragestellungen befassen (vgl. NORD/LB, 2011), ausgegangen werden. Insgesamt werden derzeit ca. 30 Forschungsschiffe eingesetzt, die aber z.T. weit über die Nordsee hinaus tätig sind.

Militärische Nutzung

Große Gebiete der deutschen AWZ und Teile des Küstenmeeres werden für militärische Zwecke temporär genutzt. Dazu sind verschiedene militärische Übungsgebiete (z.B. Artillerieschießgebiete, U-Boot-Tauchgebiete, Luftwarngebiete) notwendig, an denen es temporär zu verstärkten Lärmeinträgen kommt. Allein am Standort Wilhelmshaven sind derzeit ca. 7.800 Soldaten und zivile Mitarbeiter der Bundeswehr beschäftigt, deren Einkommen einen wichtigen Wirtschaftsfaktor in den eher strukturschwachen Regionen darstellt. Dies gilt auch für die durch die Aktivitäten der militärischen Liegenschaften zusätzlich ausgelöste Nachfrage. Belastungen entstehen sowohl durch den Betrieb der Schiffe, U-Boote und Luftfahrzeuge, als auch durch den Einsatz von Sonaren und Echoloten sowie durch Unterwasserspaltungen.

5.2 Nutzungskonkurrenzen sowie raumplanerische Aspekte

Die Nordsee befindet sich in einem Spannungsfeld zwischen zahlreichen wirtschaftlichen Aktivitäten sowie Belangen des Schutzes als wertvoller Naturraum und als Kulturlandschaft (Abbildung 5.1). Die traditionellen Nutzungen Schifffahrt und Fischerei erhalten zunehmend Konkurrenz durch Rohstoffgewinnung, Verlegung von Rohrleitungen und Seekabeln und insbesondere durch die neu hinzukommende Offshore-Windenergie. Diese vielfältigen Nutzungsansprüche können zu Konflikten untereinander bzw. mit dem Meeresumwelt- und Meeresnaturschutz führen.

Teile der Nordsee stellen eine Bodendenkmallandschaft dar, deren Bedeutung aus Sicht der archäologischen Denkmalpflege in ihrer Funktion als Archiv für die menschliche Vor- und Frühgeschichte sowie Mittelalter, Neuzeit und Moderne zu sehen ist. Da diese Eigenschaft sich einer konkreten wirtschaftlichen Nutzung entzieht - Ausnahme sind hier die eher illegal arbeitenden Schatzsucher und -taucher -, bedarf es hier Regelungen für den Kulturgüterschutz.

Die Koordinierung der wachsenden Nutzungsansprüche, die Vermeidung und Lösung auftretender Konflikte, insbesondere derjenigen, die durch die großräumigen Offshore-Windparks hinsichtlich Schifffahrt und Meeresumwelt verursacht werden, und die nachhaltige Entwicklung meeresbezogener Aktivitäten ist Aufgabe der Raumordnung. Vor diesem Hintergrund haben Niedersachsen und Schleswig-Holstein 2008 bzw. 2010 für das Küstenmeer Ziele und Grundsätze der Raumordnung festgelegt. Der Raumordnungsplan für die ausschließliche Wirtschaftszone in der Nordsee ist im Jahr 2009 in Kraft getreten.

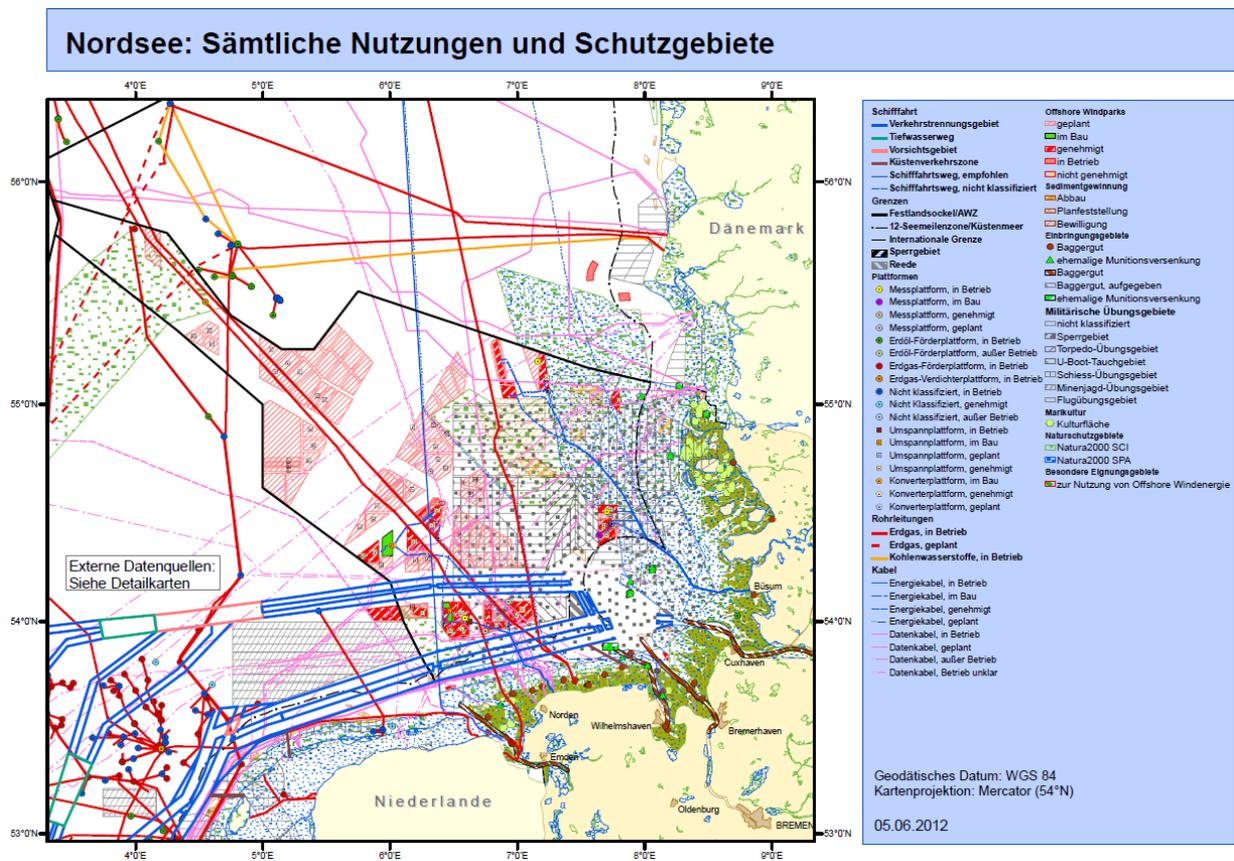


Abb. 5.1: Sämtliche Nutzungen und Schutzgebiete in der Nordsee (BSH, 2012).

5.3 Kosten der Verschlechterung der Meeresumwelt

Die Umweltauswirkungen der Meeresnutzungen führen zu Kosten einer Meeresumwelt-Verschlechterung, die nicht bzw. nicht nur dem Verursacher selbst, sondern insbesondere anderen Nutzern und/oder der Gesellschaft in Form externer Kosten entstehen. Deutschland folgt dem sogenannten „thematischen Ansatz“ der Leitlinie ESA (verabschiedet von den marinen Direktoren am 27.05.2011 in Budapest), der die gegenwärtigen Kosten einer Verschlechterung der Meeresumwelt untersucht. Dabei wird davon ausgegangen, dass sich die Kosten einer Meeresumwelt-Verschlechterung aus der Differenz zwischen dem guten Zustand der Meeresumwelt (= Referenzzustand) und dem gegenwärtigen Zustand (= Ist-Zustand) ableiten lassen.

Die verschiedenen Nutzungsformen (wie z.B. Schifffahrt oder Offshore-Windenergie) bilden dabei die Themenbereiche. Dadurch werden die wirtschaftliche und gesellschaftliche Analyse mit der Analyse der Kosten einer Verschlechterung verbunden und es lässt sich zeigen, welche Kosten durch die ökologischen Auswirkungen der Nutzungsformen entstehen. In Euro lassen sich diese Kosten allerdings nur dort ausdrücken, wo bereits eine Quantifizierung der Auswirkungen auf fachlicher Grundlage erfolgt ist. Dies ist bisher regelmäßig nicht der Fall. Die aus den einzelnen Nutzungen resultierenden Kosten einer Meeresumwelt-Verschlechterung lassen sich auf diese Weise (unabhängig davon, ob sie quantitativ berechnet oder qualitativ beschrieben sind) unmittelbar in den Prozess der Maßnahmenbewertung einbinden.

Obwohl sich der Ansatz auf die Gegenwart bezieht, verbindet sich auch mit diesem Ansatz eine Herausforderung: Während der faktische Zustand der Meeresumwelt aus der momentan laufenden ökologischen Anfangsbewertung entnommen werden kann, ist der gute Zustand für die einzelnen Deskriptoren bislang nicht definiert. Die Definition des guten Zustands ist jedoch erforderlich, um die Differenzen zwischen dem Referenzzustand und dem faktischen Zustand, also die Kosten einer Meeresumwelt-Verschlechterung, zu konkretisieren und in ökonomischer Hinsicht auch zu quantifizieren. Vor dem Hintergrund dieser Restriktionen sollen die identifizierten ökologischen Problembereiche als eine negative Abweichung vom guten Zustand interpretiert werden. Die Kosten der Verschlechterung ergeben sich aus dem Nutzenentgang, der aus den Einschränkungen einer Vielzahl von Werten der Meerestgewässer resultiert. Sämtliche Wertkategorien der Umwelt bzw. der Meerestgewässer lassen sich systematisch mit dem Rahmenkonzept der Gesamtnutzenbewertung (Total Economic Value -TEV) erfassen.

In Form einer Matrix können die verschiedenen Auswirkungen der Nutzungsarten (z.B. Einträge von Schadstoffen, Schalleinträge) basierend auf den Ausführungen in der wirtschaftlichen und gesellschaftlichen Analyse dargestellt werden (vgl. Universität Göttingen, 2011). Diese Auswirkungen führen wiederum zu Einschränkungen in den einzelnen Wertkategorien des TEV der Meeresumwelt und somit letztlich zu den Kosten einer Verschlechterung. Eine Quantifizierung dieser Kosten konnte im Rahmen der Erstbewertung mangels Daten zu den einzelnen Wertkategorien („nutzungsabhängige Werte“ und „nicht-nutzungsabhängige Werte“) nicht erfolgen.

6 Synthese zum Gesamtzustand

Die vorliegende Anfangsbewertung der deutschen Nordsee fasst die Ergebnisse aller bestehenden und geeigneten Analysen und Bewertungen der Meeresumwelt zusammen. Die betrachteten Merkmale, Belastungen und Auswirkungen wurden entsprechend den in Anhang III MSRL spezifizierten indikativen Listen (Tabellen 1 und 2) ausgewählt.

Die Tabellen 6.1 und 6.2 illustrieren die bestehenden Bewertungsergebnisse. Die zugrundeliegenden bestehenden Bewertungssysteme werden in Anlage 1 kurz erläutert. Wie in der Einleitung des Berichts dargestellt, beziehen sich die Bewertungsergebnisse zum Teil nur auf einzelne Aspekte der jeweiligen Merkmale oder geben nur eine ungefähre Einschätzung des Zustands wieder oder den Zustand der während der jeweiligen (nicht aufeinander abgestimmten) Erfassungen herrschenden Belastungen und somit nicht immer den aktuellen Zustand (2011). Da die einzelnen Bewertungsergebnisse unterschiedlicher geografischer Räume, verschiedener Bewertungsschemata und unterschiedlicher Erhebungszeitpunkten nicht ohne weiteres zusammengefasst werden können, wird derzeit eine schematische Verknüpfung der in der Tabelle dargestellten Einzelergebnisse zu einem Gesamtzustand nicht möglich sein. Hierzu fehlen noch abgesicherte und abgestimmte Verfahren.

Aufgrund der inhaltlichen und räumlichen Lücken in den vorliegenden Daten und Bewertungsverfahren und unter Berücksichtigung des Vorsorgeansatzes, erfolgt deshalb in dieser Synthese der Bewertungen der Zustände der wesentlichen Eigenschaften und Merkmale (Anhang III Tabelle 1 MSRL) der deutschen Nordsee auf der Basis von Experteneinschätzungen:

Die Biotoptypen, das Phytoplankton, die Fischfauna und die Seevögel sind derzeit nicht in einem guten Umweltzustand.

Auch wenn die Zustände der Makrophyten und des Makrozoobenthos besser bewertet werden, sind diese ebenfalls nicht in einem guten Umweltzustand.

Die Zustände der marinen Säugetiere können als nahe eines guten Umweltzustands eingestuft werden.

Einen anhand der bereits vorliegenden Bewertungen als stabil zu definierenden Gesamtzustand im guten bis sehr guten Bereich erreicht derzeit keines der nach MSRL zu berücksichtigenden Merkmale.

Das Zooplankton, die nicht einheimischen Arten und die mikrobiellen Pathogene können derzeit noch nicht bewertet werden, da wissenschaftlich validierte Bewertungsverfahren fehlen.

Auf die deutsche Nordsee und ihre biologischen, chemischen und physikalischen Merkmale wirken sich eine Vielzahl von Belastungen aus, die durch menschliche Aktivitäten (Anhang III Tabelle 2 MSRL) verursacht werden. Die Mehrheit der

Belastungen wird jedoch nicht quantitativ erfasst und bewertet. Die Wirkungen werden deshalb auch hier nur semi-quantitativ und verbal argumentativ dargestellt. Insgesamt können die Ergebnisse der Analyse der Belastungen und ihrer Auswirkungen wie folgt zusammengefasst werden:

Die Kontamination durch gefährliche Stoffe, die Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material und biologische Störungen sind weiterhin zu hoch und haben negative Auswirkungen auf das Ökosystem.

Die Auswirkungen von physischen Verlusten und physischen Schädigungen, von physikalischen Störungen, von Interferenzen mit hydrologischen Prozessen, von systematischen und/oder absichtlichen Freisetzungen von Stoffen sowie von kumulativen und synergetischen Wirkungen verschiedener Belastungen können derzeit noch nicht bewertet werden. Die Ergebnisse der bislang vorliegenden Analysen und Bewertungen lassen jedoch den Schluss zu, dass die Auswirkungen der Belastungen zum Verfehlen des guten Umweltzustands in der deutschen Nordsee führen.

Die gesellschaftlichen Interessen an der wirtschaftlichen Nutzung der Nordsee sind beträchtlich; sie lassen sich spezifizieren und monetär festlegen. Demgegenüber können die Ökosystemdienstleistungen der Nordsee derzeit noch nicht quantifiziert werden.

In Zukunft ist grundsätzlich von einer noch stärkeren Beanspruchung der Meeresumwelt auszugehen. Die Kosten der Verschlechterung (= Differenz zwischen dem guten Umweltzustand und dem gegenwärtigen Zustand) können derzeit jedoch noch nicht quantifiziert werden.

Da die bestehenden Monitoringprogramme nicht auf die Anforderungen der MSRL ausgelegt sind, konnten noch nicht alle für die nationalen Meeresgewässer geforderten und relevanten Bewertungen der Eigenschaften und Merkmale sowie der anthropogenen Belastungen (MSRL, Anhang III, Tabellen 1 und 2) vollständig durchgeführt werden. Insbesondere sind noch nicht alle von der MSRL geforderten räumlichen Bereiche abgedeckt und es fehlen Bewertungsverfahren für einzelne Kriterien und Indikatoren des EU-Kommissionsbeschlusses (2010/477/EU), wie z.B. Lärmeinträge.

Die im vorliegenden Bericht aufgegriffenen Ergebnisse der bestehenden und geeigneten Analysen und Bewertungen der Meeresumwelt kommen im Rahmen der noch lückenhaften Anfangsbewertung (Artikel 8 MSRL) zu dem Ergebnis, **dass sich die deutsche Nordsee nicht in einem guten Umweltzustand befindet.**

Tab. 6.1: Übersicht bestehender Bewertungen der biologischen Merkmale gemäß Tabelle 1 Anhang III (MSRL). Erläuterungen der Bewertungsverfahren siehe Anlage 1.

Merkmal	WRRL (2009) Wasserkörper in den 5 Bewertungsstufen (Anzahl)	FFH-LRT und FFH-Arten (2007) in den 3 Bewertungsstufen (Anzahl)	TWSC ¹	OSPAR ¹	Riecken et al. (2006) und von Nordheim et al (1996) ²	RL-Arten (Anzahl)	ICES ¹ (Anzahl)	ASCOBANS	Wetlands International ¹ Populations- trends in% (von 257 europ. Arten)
Biotoptypen		6 2 1 2		4 ³					
Phytoplankton	0 1 13 8 0 1								
Zooplankton ⁴									
Makrophyten	0 1 8 5 0 9								
Makrozoobenthos	1 6 16 0 0 0					400			
Fische		0 2 2 1		90 ⁵ 19 ⁵		31 ⁶ 5 ⁷ 1 ⁸ 2 ⁹ 6 ¹⁰			
Marine Säugetiere		1 2 0 0		1 ¹¹ 2 ¹² W ¹³					
Seevögel									25 33 41 1
nicht einheimische Arten ⁴									

¹ Für die Darstellung in der Tabelle wurde die Einordnung auf einer dreistufigen Skala gewählt, originär war keine definierte bzw. einheitliche Skala vorhanden.

² Insgesamt werden die vorherrschenden und bedeutungsvollen Biotoptypen der geographischen Gebiete und Wasserkörper (nach WRRL), bei der Verwendung eines 3-stufigen Systems, nach Riecken et al. (2006) und von Nordheim et al. (1996) überwiegend als 'gefährdet' bewertet (vgl. Tabelle A2 im Anhang des Hintergrunddokuments).

³ Anzahl der nach OSPAR bedrohten Biotoptypen (Seefedern und grabende Megafauna, eulitorale Muschelbänke, Sabellaria-Riffe und Zostera-Wiesen).

⁴ Für das Zooplankton und die nicht einheimischen Arten liegen keine Bewertungen vor.

⁵ Anzahl der nach OSPAR bewerteten Arten

⁶ Von den insgesamt 109 betrachteten Arten stehen zudem 8 Arten auf der Vorwarnliste, 48 gelten als ungefährdet, für 21 Arten waren die Daten unzureichend und 1 Art gilt als Neobiota.

⁷ Bei Schellfisch, Hering und Scholle liegt die fischereiliche Sterblichkeit (F) unter F_{MSY} und die Biomasse über $MSY_{Trigger/Biom}$, während beim Stintdorsch und Sandaal die Biomasse über $MSY_{B_{Escapement}}$ liegt.

⁸ Bei der Seezunge liegt die fischereiliche Sterblichkeit (F) über F_{MSY} und die Biomasse über $MSY_{Trigger}$.

⁹ Bei Kabeljau und Seelachs liegt die fischereiliche Sterblichkeit (F) über F_{MSY} und die Biomasse unter $MSY_{Trigger}$.

¹⁰ Für Spratte, Wittling, Kliesche, Glatbutt, Flunder und Steinbutt ist der Zustand unklar.

¹¹ Seehund

¹² Kegelrobbe, Schweinswal

¹³ R= Robben, W= Schweinswal

¹⁴ Die Darstellung der einzelnen Bewertungsstufen hat keine Aussagekraft bzgl. der Vergleichbarkeit der einzelnen Bewertungsverfahren.

Legende ⁴ :			
Bewertungsklassen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) für den ökologischen Zustand:			
sehr gut	gut	mäßig	schlecht
unbefriedigend	schlecht	unbewertet	
Bewertungsklassen der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL):			
günstig	ungünstig - unzureichend	ungünstig - schlecht	unbekannt
Gefährdungseinstufung der Biotoptypen nach Riecken et al. für geographische Gebiete und Wasserkörper gemäß WRRL:			
keine Gefährdung erkennbar	gefährdet	stark gefährdet	
Populationsrends nach Wetlands International:			
anstiegend	stabil	abnehmend	fluktuierend
¹ TWSC, Trends der OSPAR EcoQOs und OSPAR-Listen, Bewertungen nach GFP, ASCOBANS:			
gut	mäßig	schlecht	

Tab. 6.2: Übersicht möglicher Grundlagen zur Bewertung der Auswirkungen von Belastungen gemäß Tabelle 2 Anhang III MSRL. Erläuterungen der Bewertungsverfahren siehe Anlage 1.

Belastungen und Auswirkungen		Bewertung nach					
		WRRL	OSPAR	Badegewässerrichtlinie	EU Höchstmengen in Lebensmittel	ICES	ASCOBANS
Physischer Verlust	Vollständiges Bedecken mit Sediment ¹						
	Versegelung ¹						
Physische Schädigung	Veränderung der Verschlickung ¹						
	Abschürfung ¹	2					
	Selective Entnahme (nicht lebende Ressourcen) ¹						
Sonstige physikalische Störungen	Unterwasserlärm ¹	3					4
	Abfälle im Meer ¹	5					
Interferenzen mit hydrologischen Prozessen	Änderungen des Temperaturprofils ¹						
	Änderungen des Salinitätsprofils ¹						
Kontamination durch gefährliche Stoffe	Synthetische und nicht-synthetische Verbindungen						
	Radionuklide	6					
	Schadstoffe in Lebensmitteln	7	8		9		
	Feste, flüssige oder gasförmige Stoffe						
Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material	Düngemittel und andere stickstoff- und phosphorhaltige Stoffe						
	Organisches Material ¹						
Biologische Störungen	Mikrobielle Pathogene						
	Vorkommen nicht einheimischer Arten	10					
	Selective Entnahme (lebende Ressourcen)	11				12	
	Beifang	13				14	15

Die vorhandenen Bewertungen sind in der Tabelle hinsichtlich der Anzahl der Wasserkörper (WRRL) bzw. der bewerteten Gebiete, die in die jeweilige Bewertungsklasse fallen, gewichtet. Bewertungsklassen, die bei der Bewertung nicht vorkamen, sind zwar in der Legende, jedoch nicht in der Tabelle aufgeführt. Für die Anreicherung von Nährstoffen und organischem Material entspricht die Bewertung unter der WRRL der Gesamtbewertung des ökologischen Zustands, da die Eutrophierung alle biologischen Qualitätskomponenten der WRRL beeinflusst. Für grau hinterlegte Zellen existieren momentan keine Bewertungen bzw. Bewertungsverfahren.

Tab. 6.2: Fortsetzung.

- ¹ Es liegen keine Bewertungen vor
² Die Zerstörung benthischer Habitate wird als wesentliche negative Auswirkung der Fischerei bewertet (OSPAR, 2010)
³ Wichtiger und wachsender Belastungsfaktor (OSPAR, 2010)
⁴ Einer der Hauptgefährdungsfaktoren (ASCOBANS, 2010)
⁵ anhaltendes Problem (OSPAR, 2010)
⁶ Einfluss unwahrscheinlich (OSPAR, 2010)
⁷ Fallende Werte (OSPAR, 2010)
⁸ Hohe Belastung (OSPAR, 2010)
⁹ größtenteils keine Überschreitung
¹⁰ Risiko (OSPAR, 2010)
¹¹ Erheblicher Einfluss (OSPAR, 2010)
¹² 88% über F_{MSY} und 30% oberhalb biologischer Grenzen befischt
¹³ Beifang von marinen Säugern wird als eine der wesentlichen negativen Auswirkungen der Fischerei bewertet (OSPAR, 2010)
¹⁴ ICES/GFP sehen den Beifang und Discard als zentralen Punkt der GFP-Reform
¹⁵ Beifangsituation wird als kritisch bewertet

Legende:			
WRRL	Eintrag synthetischer und nicht-synthetischer Verbindung	nicht gut	
gut			
sehr gut	Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material	mäßig	unbefriedigend
OSPAR			schlecht
	Eintrag synthetischer und nicht-synthetischer Verbindung		
Fortschritte hins. Beendigung der Emissionen			Viele Probleme hins. Erreichung Hintergrundkonz./Null-Konz.
Nicht-Problemgebiet	Potentiell Problemgebiet		Problemgebiet
Badegewässerrichtlinie			
ausgezeichnet	gut	ausreichend	mangelhaft

Abkürzungsverzeichnis

Δ	delta
AA-EQS	Ecological quality standard as annual average concentration
AFS	Antifouling-Übereinkommen
ASCOBANS	Agreement on the Conservation of Small Cetaceans of the Baltic and North Seas (Abkommen zur Erhaltung der Kleinwale in Nord- und Ostsee)
AWZ	Ausschließliche Wirtschaftszone
BAC	background assessment concentration/criteria
BfN	Bundesamt für Naturschutz
BGRL	Badegewässerrichtlinie
BLMP	Bund/Länder-Messprogramm
BMELV	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BMWi	Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
BSH	Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
CBD	Convention on Biological Diversity (Übereinkommen über die Biologische Vielfalt)
Cd	Cadmium
CEMP	OSPAR Coordinated Environmental Monitoring Programme
CO ₂	Kohlendioxid
Cu	Kupfer
CWSS	Common Wadden Sea Secretariat
dB	Dezibel
DDD/DDE	Dichlordiphenyldichlorethan/Dichlordiphenyldichlorethen
DDT	Dichlordiphenyltrichlorethan
DEHP	Diethylhexylphthalat
DIN	dissolved inorganic nitrogen (gelöster anorganischer Stickstoff)
DIP	dissolved inorganic phosphorus (gelöster anorganischer Phosphor)
DWIF	Deutsche Wirtschaftswissenschaftliche Institut für Fremdenverkehr e.V.
EAC	Environmental Assessment Criteria
ECHA	European Chemicals Agency
EcoQO	Ecological Quality Objective
EG	Europäische Gemeinschaft
ERL	Environmental Research Laboratories
ETC/BD	Europäisches Thematisches Zentrum für biologische Vielfalt der europäischen Umweltagentur (European Topic Centre on Biological Diversity)

EU	Europäische Union
EU-KOM	Europäische Kommission
EWG	Europäische Wirtschaftsgemeinschaft
FAO	Food and Agriculture Organization
FDI	Fish Disease Index
FFH-RL	Fauna- Flora-Habitat-Richtlinie
FG	Frischgewicht
F_{MSY}	fishing mortality that produces the maximum sustainable yield (Fischereiliche Sterblichkeit die einen höchstmöglichen Dauerertrag ermöglicht)
FTZ	Forschungs- und Technologiezentrum
GFP	Gemeinsame Fischereipolitik
HAB	Harmful Algal Bloom (toxische Algenblüte)
HBCD	Hexabromcyclododecan
HCH	Hexachlorcyclohexan
Hg	Quecksilber
Hz	Hertz
ICES	Internationaler Rat für Meeresforschung (International Council for the Exploration of the Sea)
IMO	International Maritime Organisation
JAMP	Joint Monitoring and Assessment Programme (OSPAR)
kg	Kilogramm
kHz	Kilohertz
km	Kilometer
km	Kilometer
LLUR	Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume
LRT	Lebensraumtyp(en)
MARPOL	Internationales Übereinkommen zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch Schiffe
MSRL	Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie
MSY	maximum sustainable yield (höchst möglicher Dauerertrag)
$MSY B_{\text{escapement}}$	unterer Bestand an kurzlebigen Fischarten, der eine erfolgreiche Rekrutierung erlaubt
$MSY B_{\text{trigger}}$	untere Grenze des Schwankungsbereichs um B_{MSY} ; Laicherbiomasse, die eine bestimmte Management-Reaktion hervorruft
$MSY B_{\text{trigger/Bpa}}$	unterer Vorsorge-Referenzpunkt für die Laicherbiomasse (nach dem Vorsorgeansatz)
MW	Megawatt
Ni	Nickel
NLWKN	Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration
NORD/LB	Norddeutsche Landesbank
NO_x	Stickstoffoxide
OGewV	Oberflächengewässerverordnung

OSPAR	OSPAR-Kommission (Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks)
OWEA	Offshore-Windenergieanlagen
PAH (PAK)	polycyclic aromatic hydrocarbons (polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe)
Pb	Blei
PBDE	polybromierte Diphenylether
PCBs	Polychlorierte Biphenyle (einzeln auch CB abgekürzt)
PG	Problemgebiet
POP	persistent organic pollutants (Persistente organische Schadstoffe)
PPG	Potenzielle Problemgebiet
QSR	Quality Status Report
REACH	Registration, Evaluation, Authorization and Restriction of Chemicals
SCANS	Small Cetaceans Abundance in the North Sea
SECA	SO _x emission control area (SO _x -Emissionsüberwachungsgebiet)
SO _x	Schwefeloxide
SRÜ	Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen
SSB	Laicherbiomasse
t	Tonne/n
TASH	Tourismus-Agentur Schleswig-Holstein
TBT	Tributyl-Zinn
TEV	Total Economic Value
TMAP	Trilaterale Monitoringprogramm des Wattenmeers (Trilateral Monitoring and Assessment Programme)
TVSH	Tourismusverband Schleswig-Holstein
TWSC	Trilateral Wadden Sea Cooperation (trilaterale Wattenmeer-Zusammenarbeit)
UBA	Umweltbundesamt
UQN	Umweltqualitätsnorm
US-EPA	United States Environmental Protection Agency
V	Vanadium
VRL	Vogelschutz-Richtlinie
vTI	Johann Heinrich von Thünen-Institut (Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei)
WEA	Windenergieanlagen
WG ESA	Working Group on Economic and Social Analysis
WGMME	Working Group on Marine Mammal Ecology
WHO-TEQ	Toxizitätsäquivalent gemäß Weltgesundheitsorganisation
WQS	Wasserqualitätsstandard
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
ZDS	Zentralverband der deutschen Seehafenbetriebe
Zn	Zink

Literaturverzeichnis

- AFS-Übereinkommen (2001). Internationales Übereinkommen über Verbots- und Beschränkungsmaßnahmen für schädliche Bewuchsschutzsysteme von Schiffen. BGBl. 2008 II S. 522
- Andersson, Ö., Wartanian, A. (1992). Levels of polychlorinated camphenes (toxaphene), chlordane compounds and polybrominated diphenyl ethers in seals from Swedish waters. *AMBIO* 21, 550-552.
- ASCOBANS (1992). Abkommen zur Erhaltung der Kleinwale in der Nord- und Ostsee, des Nordostatlantiks und der Irischen See (ASCOBANS). englisch: Agreement on the Conservation of Small Cetaceans of the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas. <http://eelink.net/~asilwildlife/ascobans.html>
- ASCOBANS (2002). Recovery Plan for the Baltic Harbour Porpoise (Jastarnia Plan). Paper No 26. July 2002, Bonn.
- ASCOBANS (2005). ASCOBANS recovery plan for harbour porpoise (*Phocoena phocoena* L.) in the North Sea. Unpublished draft working paper (5th version) 23.09.2005.
- ASCOBANS (2009a). Document AC16/Doc.32 rev.1 (P). In: (Eds.) 6th ASCOBANS Advisory Committee Meeting, 20-24 April 2009 Dist. 03 April 2009 Brügge, Belgium.
- ASCOBANS (2009b). Draft ASCOBANS Conservation Plan of Harbour Porpoises in the North Sea. 16th ASCOBANS Advisory Committee Meeting; Document AC16/Doc.21 (WG).
- ASCOBANS (2010): Final Report of the ASCOBANS Intersessional Working Group on the Assessment of Acoustic Disturbance, AC17/Doc.4-08(WG).
- Bartsch, I. und Kuhlenskamp, R. (2004). WRRL-Klassifizierungssystem WK Helgoland. Bericht im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, 113 S.
- Beare, D., Rijnsdorp, A., Kooten, T.V., Fock, H.O., Schröder, A., Kloppmann, M., Witbaard, R., Meesters, Schulze, T., Blaesbjerg, M., Damm U., Quirijns, F. (2010). Study for the Revision of the Plaice Box - Draft Final Report, Rep. No. C002/10. IMARES.
- Bellebaum, J. (2011). Untersuchung und Bewertung des Beifangs von Seevögeln durch die passive Meeresfischerei in der Ostsee; BfN-Skripten 295.
- BfN (2006a). Bundesamt für Naturschutz. Beitrag zum Umweltbericht zur Raumordnung für die deutsche AWZ der Nordsee - Rastvögel.
- BfN (2006b). Bundesamt für Naturschutz. Beitrag zum Umweltbericht zur Raumordnung für die deutsche AWZ der Nordsee - Marine Säugetiere.
- BfN (2007a): Bundesamt für Naturschutz. Erhaltungszustände der FFH-Lebensraumtypen in der atlantischen Region. Nationaler Bericht gemäß FFH-Richtlinie. Angaben auf der Internetseite www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/natura2000/Bew_Ergebnis_Irt_atlant.pdf, zuletzt aufgerufen am 13.08.2010.
- BfN (2007b). Stellungnahme des Bundesamt für Naturschutz zum Antrag der Firma Wintershall für einen Betriebsplan für Seismische Messungen im Bericht der Erlaubnisse B 20008/55 und B 20001 sowie der Bewilligung A6/B4 im deutschen Sektor des Festlandssockels der Nordsee vom 23.11.2006.
- BGRL (2006/7/EG). Europäische Union. Richtlinie 2006/7/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Februar 2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG. ABl. L 64 vom 4.3.2006, S. 37-51.
- BLMP (2005). Bund/Länder-Messprogramm. Messprogramm Meeresumwelt - Zustandsbericht 1999 - 2002 für Nordsee und Ostsee.
- BMELV (2010). Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Anlandungen der Hochsee- und Küstenfischerei nach Fanggebieten. Verfügbar unter: <http://berichte.bmelv-statistik.de/SJT-0012010-2010.pdf>

- BMU/UBA (2011). Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Umweltbundesamt - Wasserwirtschaft in Deutschland. Teil 2 - Gewässergüte - unter: www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3470.pdf
- BMWi/BMU (2010). Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit Energiekonzept für eine umweltschonende, zuverlässige und bezahlbare Energieversorgung, September 2010, Berlin.
- BNatSchG (2010) Bundesnaturschutzgesetz vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542).
- Böttcher, C., Knobloch, T., Rühl, N.-P., Sternheim, J., Wöhler, J. (2011): Munitionsbelastung der deutschen Meeresgewässer - Bestandsaufnahme und Empfehlungen (Stand: 2011). Meeresumwelt Aktuell Nord- und Ostsee, 2011 / 3. Zugriff unter www.munition-im-meer.de.
- Bonner-Übereinkommen (1979). Übereinkommen zur Erhaltung der wandernden wildlebenden Tierarten. Zugang unter: http://www.cms.int/documents/convtxt/cms_convtxt_german.pdf
- Brander, K. (1994). Spawning and life history information for North Atlantic cod stocks. ICES cooperative research report, Number 205, p.64-81, pp. 86-97.
- Brockmann, U., D. Topcu, M.D., Schütt, U.M., Claussen, U. (2007). Assessment of the eutrophication status of the German Bight according to the OSPAR Comprehensive Procedure. Assessed period: 2001 - 2005; OSPAR; Commission. London, 54 pp.
- BSH (2009). Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie. Umweltbericht zum Raumordnungsplan für die deutsche ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ) in der Nordsee. Zugriff unter: http://www.bsh.de/de/Meeresnutzung/Raumordnung_in_der_AWZ/Dokumente_05_01_2010/Anlage_Nordsee.pdf
- BSH (2010). Nordsee: Plattformen, Leitungen, Sedimentgewinnung, Marikultur. Unter:<http://www.bsh.de/de/Meeresnutzung/Wirtschaft/CONTIS-Informationssystem/ContisKarten/NordseeLeitungenSedimentEinbringung.pdf>
- BSH (2011). Sämtliche Nutzungen und Schutzgebiete in der Nordsee. Zugriff unter: <http://www.bsh.de/de/Meeresnutzung/Wirtschaft/CONTIS-Informationssystem/index.jsp>
- BSH (o.J.). Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie. Fachsystem Gewässerverunreinigung (GVU). <http://www.bsh.de/de/Meeresdaten/Geodaten/WMS-Dienste.jsp#gvu>
- Bundesagentur für Arbeit (2011). Sozialversicherungspflichtig Beschäftigte am Arbeitsplatz nach der Klassifikation der Wirtschaftszweige 2008 (WZ 08). Zugriff unter: <http://statistik.arbeitsagentur.de/Navigation/Statistik/Grundlagen/Klassifikation-der-Wirtschaftszweige/Klassifikation-der-Wirtschaftszweige-2008/Klassifikation-der-Wirtschaftszweige-2008-Nav.html>
- Callaway, R., Engelhard, G.H., Dann, J., Cotter, J.; Rumohr, H. (2007). A century of North Sea epibenthos and trawling: comparison between 1902-12, 1982-85 and 2000. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 346, 27-43.
- Camphuysen C.J. (2008). Verstrikkingen van zeevogels in zwerfvuil en vistuig, 1970-2007. *Sula* 21(2), 88-92.
- CBD (1992). Convention on biological diversity (with annexes). Concluded at Rio de Janeiro on 5 June 1992. Übereinkommens über die Biologische Vielfalt.
- Craeymeersch, J.A.; Bergman, M.J.N.; Duineveld, G.C.A.; Kröncke, I.; Reiss, H. (2007). Fishing practices, in: Rees, H.L. et al. (Ed.) (2007). Structure and dynamics of the North Sea benthos. ICES Cooperative Research Report, 288, 156-171.
- Crain, C.M., Kroeker, K., Halpern, B.S. (2008). Interactive and cumulative effects of multiple human stressors in marine systems. *Ecology Letters* 11,1304-1315.
- Carlström, J., Berggren, P., Dinnétz, F. and Börjesson, P. (2002). A field experiments using acoustic alarms (pingers) to reduce harbour porpoise bycatch in bottom-set gill nets. *ICES Journal of Marine Science*, 59: 816-824.
- Carlström J., Berggren P., Tregenza N.J.C. (2009). Spatial and temporal impact of pingers on porpoises. *Can. J. Fish. Aquat. Sci*(66)72-82.

- Culik, B.M., Koschinski, S., Tregenza, N. & Ellis, G.M. (2001). Reactions of harbor porpoises *Phocoena phocoena* and herring *Clupea harengus* to acoustic alarms. Marine Ecology Progress Series, 211, 255-260.
- CWSS (1998). Common Wadden Sea Secretariat. Erklärung von Stade - Trilateraler Wattenmeerplan. Ministererklärung der Achten Trilateralen Regierungskonferenz zum Schutz des Wattenmeeres, Stade, 22. Oktober 1997. 21 Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven.
- CWSS (2008). Common Wadden Sea Secretariat. TMAP (Trilateral Monitoring and Assessment Program) guidelines for an integrated Wadden Sea monitoring, May 2008. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven .
- CWSS (2010a). Common Wadden Sea Secretariat. Wadden Sea Plan 2010. Eleventh Trilateral Governmental Conference on the Protection of the Wadden Sea. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany. Unter: [http://www.waddensea-secretariat.org/tgc/DocumentsSylt2010/WSP-2010-\(11-02-03\).pdf](http://www.waddensea-secretariat.org/tgc/DocumentsSylt2010/WSP-2010-(11-02-03).pdf)
- CWSS (2010b). Common Wadden Sea Secretariat. TMAP (Trilateral Monitoring and Assessment Program) Handbook. Unter: <http://www.waddensea-secretariat.org/TMAP/Handbook/>
- Dalton, R. (2006). More whale strandings are linked to sonar. Nature, 440, 593.
- Das, K., Groof, A. de, Jauniaux, T., Bouquegneau, J.M. (2006a). Zn, Cu, Cd and Hg binding to metallothioneins in harbour porpoises *Phocoena phocoena* from the southern North Sea. - BMC Ecology 6,1-22.
- Das, K., Vossen, A., Tolley, K., Vikingsson, G., Thron, K., Müller, G., Baumgartner, W., Siebert, U. (2006b). Interfollicular fibrosis in the thyroid of the harbour porpoise: An endocrine disruption? Archives of Environmental Contamination and Toxicology 51, 720-729.
- Dayton, P. K. (1995). Scaling, disturbance, and dynamics: stability of benthic marine communities. In: Agardy, T. (Hg.): 4. World Congress on National Parks and Protected Areas. Workshop the Science of Management in the Coastal Zones: The science of conservation in the coastal zone. New insights on how to design, implement and monitor marine protected areas. Gland (Switzerland): International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, S. 19-22.
- Dierschke, V., Hüppop, O., Garthe, S. (2003). Populationsbiologische Schwellen der Unzulässigkeit für Beeinträchtigungen der Meeresumwelt am Beispiel der in der deutschen Nord- und Ostsee vorkommenden Vogelarten. Seevögel, 24, 61-72.
- Dulvy, N. K., Rogers, S. I., Jennings, S., Stelzenmüller, V., Dye, S. R., Skjoldal, H. R. (2008). Climate change and deepening of the North Sea fish assemblage: a biotic indicator of warming seas. Journal of Applied Ecology, 45, 1029-1039. doi: 10.1111/j.1365-2664.2008.01488.x.
- DWIF (2011). Deutsches Wirtschaftswissenschaftliches Institut für Fremdenverkehr e.V. an der Universität München: Tourismus = freiwillige Leistung?. Fachvortrag Parlamentarischer Abend.
- ECHA (2008). European Chemical Agency. Guidance on information requirements and chemical safety assessment, Part A. unter: http://echa.europa.eu/doc/reach/echa_08_gf_06_inforeq_csr_part_a_en_20080721.pdf
- EG-Verordnung (782/2003). Europäische Union. Verordnung (EG) Nr. 782/2003 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 14. April 2003 über das Verbot zinnorganischer Verbindungen auf Schiffen. ABl. L 115 vom 9.5.2003.
- EG-Verordnung (812/2004). Europäische Union. Verordnung (EG) Nr. 812/2004 des Rates vom 26. 4 .2004 zur Festlegung von Maßnahmen gegen Walbeifänge in der Fischerei und zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 88/98. ABl. L 150 vom 30.4.2004, S. 12-31. *berichtigt durch:* Berichtigung der Verordnung (EG) Nr. 812/2004 des Rates vom 21. April 2004 zur Festlegung von Maßnahmen gegen Walbeifänge in der Fischerei und zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 88/98 (ABl. L 150 vom 30.4.2004). ABl. L 185 vom 24.5.2004, S. 4-12
- Ellis, J., Dulvy, N. K., Jennings, S., Parker-Humphreys, M., and Rogers, S. I. (2005). Assessing the status of demersal elasmobranchs in UK waters: a review. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 85, 1025-1047.

- Essink, K. (1996). Die Auswirkungen von Baggergutablagerungen auf das Makrozoobenthos: Eine Übersicht über niederländische Untersuchungen. Koblenz.
- ETC/BD (2008). EU-Bericht (Stand: 2008) des ETC/BD (European Topic Centre on Biological Diversity) Europäisches Thematisches Zentrum für biologische Vielfalt der europäischen Umweltagentur. Bericht nach Art. 17 FFH-Richtlinie.
- EU-Höchstmengenverordnung (1881/2006). Europäische Union. Verordnung (EG) Nr. 1881/2006 der Kommission vom 19. Dezember 2006 zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln ABl. L 364 vom 20.12.2006, S. 5-24
- EU-Kommissionsbeschluss (2010/477/EU). Europäische Union. 2010/477/EU: Beschluss der Kommission vom 1. September 2010 über Kriterien und methodische Standards zur Feststellung des guten Umweltzustands von Meeresgewässern. ABl. L 232 vom 2.9.2010, S. 14-24
- FFH-RL (92/43/EWG). Europäische Union. Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. ABl. L 206 vom 22.7.1992, S. 7-50.
- Fisch-Informationszentrum e.V. (2010). Fischwirtschaft. Daten und Fakten 2010. Hamburg.
- FischMagazin (2010) 09.09.2010. News aus der Fischbranche. Deutschland: Pro-Kopf-Konsum stieg 2009 auf 15,7 Kilo. Unter: <http://www.fischmagazin.de/newsartikel-seriennummer-1271-Deutschland+ProKopfKonsum+stieg+2009+auf+15,7+Kilo.htm>
- Fleet, D., van Franeker, J., Dagevos, J. & Hougee, M. (2009). Marine Litter. Thematic Report No. 3.8. In: Marencic, H. und Vlas, J. de (Eds), 2009. Quality Status Report 2009. WaddenSea Ecosystem No. 25. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Wilhelmshaven, Germany.
- Fock, H. O., Kloppmann, M., Stelzenmüller, V. (2011). Linking marine fisheries to environmental objectives: A case study on seafloor integrity under European maritime policies. *Environmental Science & Policy* 14 (3), 289-300.
- Fock, H.,O. (2011). Natura 2000 and the European Commonn Fisheries Policy. *Marine Policy*, 35, 181-188.
- Folt, C.L., Chen, C.Y., Moore, M.V., und Burnaford, J. (1999). Synergism and antagonism among multiple stressors. *Limnol. Oceanogr.* 44, 864-877.
- Frantzis, A. (1998). Does acoustic testing strand whales? *Nature*, 392, 29.
- Fricke, R.; Berghahn, R.; Rechlin, O.; Neudecker, T.; Winkler, H.M.; Bast, H.-D. & Hahlbeck, E. (1998). Rote Liste der in Küstengewässern lebenden Rundmäuler und Fische (Cyclostomata & Pisces). 60-64. In: Binot, M.; Bless, R.; Boye, P.; Gruttke, H. & Pretscher, P., (Hrsg.) Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. *Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch.* 55, 434 S.
- Frid, C.L.J., Harwood, K.G., Hall, S.J., Hall, J.A. (2000). Long-term changes in the benthic communities on North Sea fishing grounds. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 1303-1309.
- Gercken, J. (2007). Biologisches Effektmonitoring mit Aalmuttern aus Nord- und Ostsee. Histologische Gonadenuntersuchung. Bericht im Auftrag des Umweltbundesamtes, 35 S. unter: <http://anubis.uba.de/wwwupb/servlet/upb>
- Gercken, J. (2009). Histologische Untersuchung der Gonaden von Aalmuttern aus Nord- und Ostsee. Beprobung 2008 (FKZ 301 02 029). Bericht im Auftrag des Umweltbundesamtes. 50 S.
- Gilles, A., Herr, H., Lehnert, K., Scheidat, M., Kaschner, K., Sundermeyer, J., Westerberg, U., Siebert, U. (2008). Erfassung der Dichte und Verteilungsmuster von Schweinswalen (*Phocoena phocoena*) in der deutschen Nord- und Ostsee. MINOS 2 - Weiterführende Arbeiten an Seevögeln und Meeressäugern zur Bewertung von Offshore - Windkraftanlagen (MINOS plus). Endbericht für das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.
- Gilles, A., Siebert, U. (2008). Schweinswalerfassung im Bereich des niedersächsischen Wattenmeeres im Rahmen eines Monitorings. Endbericht für die Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer.

- Gilles, A., U. Siebert, M. Scheidat, K. Lehnert, D. Risch, K. Kaschner, U. Westerberg (2005). Erfassung der Dichte und Verteilungsmuster von Schweinswalen (*Phocoena phocoena*) in der deutschen Nord- und Ostsee. MINOS+ Zwischenbericht 2005, Teilprojekt 2. 29-44.
- Gollasch S. und Nehring S. (2006). National checklist for aquatic alien species in Germany; Aquatic Invasions 1 (4), 245-269.
- Groenewold, S., Fonds, M. (2000). Effects of benthic scavengers of discards and damaged benthos produced by the beam-trawl fishery in the southern North Sea. ICES Journal of Marine Science 57, 1395-1406.
- Halpern, B.S., Walbridge, S., Selkoe, K.A., Kappel, C.V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J.F., Casey, K.S., Ebert, C., Fox, H.E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H.S., Madin, E.M.P., Perry, M.T., Selig, E.R., Spalding, M., Steneck, R., Watson, R. (2008). A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. Science 319, 948-952.
- Hartwig, E., Köth, T., Prüter, J., Schrey, E., Vauk, G., Vauk-Hentzelt, E. (1990). Seevögel. In: Lozán, J.L., Lenz W., Rachor E., Watermann B., von Westernhagen H. (Hrsg). Warnsignale aus der Nordsee (S. 305-319). Berlin: Parey.
- Herr, H. (2009). Vorkommen von Schweinswalen (*Phocoena phocoena*) in Nord- und Ostsee - in Konflikt mit Schifffahrt und Fischerei? Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades des Departments Biologie der Fakultät für Mathematik, Informatik und Naturwissenschaften der Universität Hamburg.
- Herr, H., Gilles, A., Scheidat, M., Siebert, U. (2005). Distribution of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in the German North Sea in relation to density of sea traffic. Working paper (AC12/Doc.8) presented at the 2005 ASCOBANS meeting, pp 10. pdf zum Download: http://www.service-board.de/ascobans_neu/files/8_NS_HP_Distr.pdf
- Hildebrand, J. A. (2009). Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. Mar. Ecol.-Prog. Ser. 395, 5-20.
- Hofstede, J.L.A., Buss, T., Eckhold, J.P. et. al. (2009). Küstenschutzstrategien, Bericht einer FAK-Arbeitsgruppe, Die Küste 76, 1 - 74.
- ICES (2005). Report of the Working Group on Elasmobranch Fishes. 14-21 June 2005. Lisbon, Portugal. ICES Document CM 2006/ACFM:03, 229 pp.
- ICES (2008a). Report of the Workshop on Fisheries Management in Marine Protected Areas (WKFMMPA). 2 - 4 June 2008. ICES Headquarters, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2008/MHC:11. 160 pp.
- ICES (2008b). ICES WGECO Report. Report of the Working Group on Ecosystem Effects of Fishing. Copenhagen, 2008. Unter: http://www.ices.dk/reports/ACOM/2008/WGECO/wgeco_2008.pdf
- ICES (2009). Report of the EMPAS project (Environmentally Sound Fisheries Management in Protected Areas), 2006-2008, an ICES/BfN project.
- ICES (2010). Environmental status assessment of contaminant concentrations in sediment and biota - Assessment criteria and data integration. ICES CM 2010/F:10.
- ICES (2011). Datas download portal. http://datras.ices.dk/Data_products/Download/Download_Data_public.aspx
- ICES WGMME (2010). International Council for the Exploration of the Sea. Working Group on Marine Mammal Ecology. Bericht 2010. <http://www.ices.dk/workinggroups/ViewWorkingGroup.aspx?ID=32>
- Jager, Z., Bolle, L., Dänhardt, A., Diederichs, B.; Neudecker, T., Scholle, J., Vorberg, R. (2009). Fish. Thematic Report No. 14. In: Marencic, H. und Vlas, J. de (Eds.) (2009). Quality Status Report 2009. Wadden Sea Ecosystem No. 25. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Wilhelmshaven, Germany.
- 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.

- Janik, V.M. (2005). Underwater acoustic communication networks in marine mammals. In: McGregor, P. K. (ed), Animal Communication Networks (pp. 390-415). Cambridge: University Press.
- Jennings, S. und Kaiser, J. (1998). The effects of fishing on marine ecosystems. - *Advances in Marine Biology* 34, 201-352.
- Jensen, J., Müller-Navarra, S.H. (2008). Storm Surges on the German Coast. *Die Küste. Archiv für Forschung und Technik an der Nord- und Ostsee*, Heft 74, 92-125.
- Jepson, P.D., Bennett, P.M., Allchin, C.R., Law, R.J., Kuiken, T., Baker, J.R., Rogan, E., Kirkwood, J.K. (1999). Investigating potential associations between chronic exposure to polychlorinated biphenyls and infectious disease mortality in harbour porpoises from England and Wales. - *Sci. Total. Environ.* 243-244, 339-348.
- Kaiser, M.J., Clarke, K.R., Hinz, H., Austen, M.C.V., Somerfield, P.J., Karakassis, I. (2006). Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 311, 1-14.
- Kaiser, R., Herman, A., Niemeyer, H.D. (2009). Analysis of Medium Term Wave Climate in a Tidal Basin. *Proc. 31th Int. Conf. Coastal Engng, ASCE*, 3-8 Sep. 2008, Hamburg, Germany, 595-604.
- Kakuschke, A., Valentine-Thon, E., Griesel, S., Fonfara, S., Siebert, U., Prange, A. (2005). Immunological Impact of Metals in Harbor Seals (*Phoca vitulina*) of the North Sea. *Environ. Sci. Technol.* 39, 7568-7575.
- Kammann, U. (2007). PAH metabolites in bile fluids of dab (*Limanda limanda*) and flounder (*Platichthys flesus*): spatial distribution and seasonal changes. *Environmental science and pollution research.* 14 (2), 102-108. ISSN: 0944-1344.
- Kammann, U. und Haarich, M. (2009a). PAK-Metaboliten in Fischen aus der Nordsee 1999-2006. *Meeresumwelt aktuell.* Heft 2009/3, 1-8. ISSN: 1867-8874.
- Kammann, U. und Haarich, M. (2009b). PAK-Metaboliten in Fischen aus der Ostsee 1999-2006. *Meeresumwelt aktuell.* Heft 2009/4, 1-8. ISSN: 1867-8874.
- Karl, H., Lahrssen-Wiederholt, M. (2009). Dioxin and dioxin-like PCB levels in cod-liver and -muscle from different fishing grounds of the North- and Baltic Sea and the North Atlantic. *Journal für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit* Volume 4, Numbers 3-4, 247-255, DOI: 10.1007/s00003-009-0308-5.
- Kindt-Larsen, L. (2008). Can alerting sounds reduce bycatch of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*)? Academic dissertation (Master thesis). DTU Aqua-rapport no. 198-08 ISBN: 978-87-7481-088-9. 73 pp. University of Copenhagen.
- Kommission der Europäischen Gemeinschaften (2009). GRÜNBUCH. Reform der Gemeinsamen Fischereipolitik. KOM(2009)163 endgültig. Brüssel, den 22.4.2009. unter: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2009:0163:FIN:DE:PDF>
- Kommunalabwasserrichtlinie (91/271/EWG). Europäische Union. Richtlinie 91/271/EWG des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser. ABl. L 135 vom 30.5.1991, S. 40-52.
- Koschinski, S. (2011). Underwater Noise Pollution from Munitions Clearance and Disposal, Possible Effects on Marine Vertebrates, and Its Mitigation. *Marine Technology Society Journal*, 45, 80-88
- Krause, J., von Drachenfels, O., Ellwanger, G., Farke, H., Fleet, D.M., Gemperlein, J., Heinicke, K., Herrmann, C., Klugkist, H., Lenschow, U., Michalczyk, C., Narberhaus, I., Schröder, E, Stock, M., Zscheile, K. (2008). Bewertungsschemata für die Meeres- und Küstenlebensraumtypen der FFH-Richtlinie.
- Kröncke, I., Bergfeld, C. (2003). North Sea benthos: a review. *Senckenbergiana maritima*, 33,205-268.
- Lackschewitz D., Reise K. und Buschbaum C. (2009). Schnellerfassung von Neobiota in Deutschen Küstengewässern und Erstellung von Artenlisten nicht-einheimischer Organismen. Abschlussbericht erstellt im Auftrag des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein. 171 S.
- Lackschewitz D., Reise K., Buschbaum C. (2010). Schnellerfassung von Neobiota in Deutschen Küstengewässern. Zwischenbericht des Projekts „Schnellerfassung von Neobiota in der

- Nordsee und Ostsee“, erstellt im Auftrag des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein und des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz. 38 S.
- Lang, T. (2002a). Fish disease surveys in environmental monitoring: the role of ICES. ICES Marine Science Symposia 215: 202-212.
- Lang, T. (2002b). Untersuchungen zu biologischen Schadstoffeffekten bei Nordseefischen: Langzeitdaten zum Auftreten von Lebertumoren bei der Kliesche (*Limanda limanda*). Informationen für die Fischwirtschaft aus der Fischereiforschung, Band 49, (1),13-19. ISSN: 1860-9902.
- Lang, T. (2005). Fischkrankheiten und ihre Ursachen - die Rolle der Schadstoffe. In: Bundesforschungsanstalt für Fischerei / Institut für Fischereiökologie (Herausgeber). Arbeitsschwerpunkte / Bundesforschungsanstalt für Fischerei, Hamburg / Institut für Fischereiökologie. Hamburg: Bundesforschungsanstalt für Fischerei, Seiten 20-23.
- Leitlinie ESA (2011). Leitlinie der europäischen „Working Group on Economic and Social Assessment - WG ESA“, die am 27.5.2011 von den europäischen Marinen Direktoren verabschiedet wurde.
- Lindeboom, H. J. und Groot, S. J. de (Hg.) (1998). IMPACT II: The effects of different types of fisheries on the North Sea and Irish Sea benthic ecosystem: NIOZ-rapport 1998-1.
- London Protokoll (1996). Protokoll vom 7. November 1996 zum Übereinkommen über die Verhütung der Meeresverschmutzung durch das Einbringen von Abfällen und anderen Stoffen von 1972. Gesetz vom 9. Juli 1998 (BGBl. 1998 II S. 1345, 1346) sowie Gesetz zur Ausführung des Protokolls vom 7. November 1996 zum Übereinkommen über die Verhütung der Meeresverschmutzung durch das Einbringen von Abfällen und anderen Stoffen von 1972.
- Lucke, K., Sundermeyer, J., Driver, J., Rosenberger, T., Siebert, U. (2008). Too loud to talk? Do wind turbine-related sounds affect harbour seal communication? In: K. Wollny-Goerke, K. Eskildsen (Eds.): Marine mammals and seabirds in front of offshore wind energy - MINOS marine warm-blooded animals in North and Baltic Seas. Teubner, Wiesbaden. ISBN-Nr. 978-3-8351-0235-4.
- Lucke, K., Siebert, U., Lepper, P., Blanchet, M.A. (2009): Temporary shift in masked hearing thresholds in a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) after exposure to seismic airgun stimuli. J. Acoust. Soc. Am. 125, 4060-4070.
- Lüning, K. (1985). Meeresbotanik; Stuttgart: Thieme-Verlag.
- Madsen, P. T., Wahlberg, M., Tougaard, J., Lucke, K., Tyack, P. (2006). Wind turbine underwater noise and marine mammals: implications of current knowledge and data needs, Mar. Ecol. Progr. Ser. 309, S. 279-295.
- Marencic, H. und Vlas, J. de (Eds.) (2009). Quality Status Report 2009. Wadden Sea Ecosystem No. 25. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Wilhelmshaven, Germany.
- MARPOL-Übereinkommen (1973/78). Internationales Übereinkommen von 1973 zur Verhütung der Verschmutzung durch Schiffe in der Fassung des Protokolls von 1978 (MARPOL 73/78; London 1973, 1978). BGBl.1996 II S. 399.
- Molnar, J.L., Gamboa, R.L., Revenga, C., Spalding, M.D. (2008). Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. Front Ecol Environ 6, 485-492.
- MSRL (2008/56/EG). Europäische Union. Richtlinie 2008/56/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Juni 2008 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie). ABI. L 164 vom 25.6.2008, S. 19-40
- Munoz Cifuentes, J. (2004). Seabirds at risk? Effects of Environmental Chemicals on Reproductive Success and Mass Growth of Seabirds Breeding at the Wadden Sea in the Mid 1990's. Wadden Sea Ecosystem 18, 27-51.
- Muschelgewässerrichtlinie (2006/113/EG). Europäische Union. Richtlinie 2006/113/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Dezember 2006 über die Qualitätsanforderungen an Muschelgewässer. ABI. L 376 vom 27.12.2006, S. 14-20.

- Nehring, S. (2010). Aquatic alien species in German inland and coastal waters. Unter: www.aquatic-alien.de
- Nitratrictlinie (91/676/EWG). Europäische Union. Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen. ABl. L 375 vom 31.12.1991, S. 1-8.
- NLWKN (2009). Praxistest Monitoring Küste 2008. Seegraskartierung. Bericht des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz. 14 S.
- Nord/LB (2011). Norddeutsche Landesbank. Unternehmens- und Institutsdatenbank der Maritimen Wirtschaft und Wissenschaft.
- Nützel, B. (2008). Untersuchungen zum Schutz von Schweinswalen vor Schockwellen. Technischer Bericht TB 2008-7. Forschungsanstalt der Bundeswehr für Wasserschall und Geophysik (FWG). Kiel. 18 pp.
- OGewV (2011). Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer vom 20. Juli 2011 (Oberflächengewässerverordnung) BGBl. I S. 1429
- OSPAR (1993). Quality Status Report 1993. QSR of the North Sea in 1993 (174 pp., not available any more).
- OSPAR (1995). Esbjerg Declaration. 4th International Conference on the Protection of the North Sea, Esbjerg, Denmark, 8-9 June 1995. Unter: http://www.ospar.org/html_documents/ospar/html/4NSC-1995_Esbjerg-declaration.pdf
- OSPAR (2000). Quality Status Report 2000: Region II - Greater North Sea. OSPAR Commission. London. Publication 107/2000.136+xiii pp.
- OSPAR (2003). Dumping of Wastes at Sea in 2000. OSPAR Commission. London. Biodiversity Series. Biodiversity and Dumped Material Series. 66 pp.
- OSPAR (2004). Dumping of Wastes at Sea in 2001 and 2002. OSPAR Commission. London. Biodiversity Series. 122 pp.
- OSPAR (2005). Dumping of Wastes in 2003. OSPAR Commission. London. Biodiversity Series. 48 pp.
- OSPAR (2006). Dumping of Wastes in 2004. OSPAR Commission. London. Biodiversity Series. 56 pp.
- OSPAR (2007a). Dumping of Wastes at Sea in 2005 and Assessment of the Annual Reports 2003 - 2005. OSPAR Commission. London. Biodiversity Series. 81 pp.
- OSPAR (2007b). Atmospheric nitrogen in the OSPAR Convention Area in 1990-2004. OSPAR Commission. 56 pp.
- OSPAR (2008a). Dumping of Wastes at Sea in 2006. OSPAR Commission. London. Biodiversity Series, 63 pp.
- OSPAR (2008b). Second OSPAR integrated report on the eutrophication status of the OSPAR maritime area. OSPAR, London, 372/2008, 107 pp.
- OSPAR (2009a). Background Document on Black-legged kittiwake (*Rissa tridactyla tridactyla*). OSPAR Commission. London. Publication number 414/2009.
- OSPAR (2009b). JAMP Assessment of the environmental impact of dumping of wastes at sea. Biodiversity series. 32 pp. OSPAR Commission, London. Publication number 443/2009 unter: http://www.ospar.org/documents/dbase/publications/p00433_JAMP%20Dumping%20Assessment.pdf
- OSPAR (2009c). Annual OSPAR report on dumping of wastes or other matter at sea in 2007. OSPAR Commission. London. Biodiversity Series. 67 pp.
- OSPAR (2009d). OSPAR Guidelines for the Management of Dredged Material (Ref. 2009/4). OSPAR Commission. London. 31 pp.
- OSPAR (2009e). Trends and concentrations of selected hazardous substances in marine sediments and biota. CEMP assessment report 2008/2009. OSPAR Commission, London. Publication number 390/2009. S.46
- OSPAR (2009f). The OSPAR system of Ecological Quality Objectives for the North Sea. 2009 Summary. OSPAR Commission, London, Publication number 404/2009. 2010 Update.

- OSPAR (2009g). Overview of the impacts of anthropogenic underwater sound in the marine environment. OSPAR report 441.
- OSPAR (2010). Quality Status Report 2010. OSPAR Commission. London. 176 pp. Zugriff unter: <http://qsr2010.ospar.org/en/index.html>
- OSPAR-Übereinkommen (1992). Das Übereinkommen über den Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks vom 22.09.1992 (Oslo-Paris- oder kurz OSPAR-Übereinkommen; seit 25.03.1998 völkerrechtlich in Kraft) (BGBl 1994 II, S. 1360)
- Parrett, A. (1998). Pollution impacts on North Sea fish stocks. European Commission Directorate General XIV-Fisheries, Ref. 96-083, 122 pp.
- Pedersen, S. A.; Fock, H. O. und Sell, A. F. (2009). Mapping fisheries in the German exclusive economic zone with special reference to offshore Natura 2000 sites. *Marine Policy*, 33, 571-590.
- Perry, A.L., Low, P.J., Ellis, J.R., Reynolds, J.D. (2005). Climate Changes and Distribution Shifts in Marine Fishes. *Science* 308, 1912-1915.
- Piper, W., Kulik, G., Laczny, M., Heyde, L. von der, Brock, V., Nehls, G., Brandt, M., Wolff, S. (2008). Fachgutachten Vögel - hier: Rastvögel Untersuchungsgebiet: alpha ventus Auftraggeber: Stiftung Offshore-Windenergie.
- prognos (2011). Regionalwirtschaftliche Potenzialanalyse für ein Offshore Terminal Bremerhaven. Endbericht. Nutzen-Kosten-Analyse.
- 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. (im Druck): Rote Liste der bodenlebenden wirbellosen Meerestiere. Bonn-Bad Godesberg (Bundesamt für Naturschutz). Naturschutz und Biologische Vielfalt
- Rachor, E., Schröder, A. (2003): Auswirkungen auf das Makrozoobenthos - Nutznießer und Geschädigte der Eutrophierung“. In: Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Herg. Lozán, J.L; Rachor, E.; Reise, K.; Sündermann, J.; Westernhagen, H.v.; Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg, In Kooperation mit GEO; seiten201-203
- Reise, K.; Buschbaum, C.; Dolch; T.; Herre, E. (2010). Vorkommen von Grünalgen und Seegras im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer 2009. Wattenmeerstation Sylt. Forschungsbericht im Auftrag des Landesamtes für Küsten- und Naturschutz Tönning.
- Reiss, H., S., Greenstreet, P. R., Sieben, K., Ehrich, S., Piet, G.J., Quirijns, F., Robinson, L., Wolff, W.J., Kröncke, I. (2009). Effects of fishing disturbance on benthic communities and secondary production within an intensively fished area. *Mar Ecol Prog Ser* 394, 201-213.
- Riecken, U., Finck, P., Raths, U., Schroder, E., Ssyman, A. (2006). Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands - zweite fortgeschriebene Fassung 2006. - Naturschutz und Biologische Vielfalt, 34, 318 S. ISBN 987-3-7843-3934-4.
- Sakhalin Energy (2004). Pipeline construction equipment and noise source levels, http://www.sakhalinenergy.com/en/documents/doc_33_cea_tbl4-7.pdf (Stand: 7.1.2010)
- SCANS (1994). SCANS Projekt (Small Cetacean Abundance in the North Sea and adjacent waters) Informationen über: http://biology.st-andrews.ac.uk/scans2/documents/Project%20summary_German.pdf
- SCANS (2005). SCANS II Projekt (Small Cetacean Abundance in the North Sea and adjacent waters) Informationen unter: <http://biology.st-andrews.ac.uk/scans2/inner-furtherInfo.html> und http://biology.st-andrews.ac.uk/scans2/documents/Project%20summary_German.pdf
- Schnitter, P., Eichen, C., Ellwanger, G., Neukirchen, M., Schröder, E. (2006). Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland.- Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Halle), Sonderheft 2.
- Schroeder, A., Gutow, L., Gusky, M. (2008). FishPact - Auswirkungen von Grundschleppnetzerei sowie von Sand- und Kiesabbauvorhaben auf die Meeresbodenstruktur und das Benthos in den Schutzgebieten. Bericht im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz. 121 S.

- Schwemmer P, Mendel B, Sonntag N, Dierschke V, Garthe S (2011): Effects of ship traffic on seabirds in offshore waters: implications for marine conservation and spatial planning. *Ecological Applications* 21: 1851-1860.
- Siebert, U., Joiris, C., Holsbeek, L., Benke, H., Failing, K., Frese, K., Petzinger, E. (1999). Potential relation between mercury concentrations and necropsy findings in cetaceans from German waters of the North and Baltic Seas. - *Mar. Pollut. Bull.* 38, 285-295.
- Simmonds, M.P., Dolman, S., Weilgart, M. (2003). *Oceans of Noise*. WDCS Science Report.
- Southall B.L., Bowles, A.E., Ellison, W.T., Finneran, J.J., Gentry, R.L., Greene, C.R. Jr., Kastak, D., Ketten, D.R., Miller, J.H., Nachtigall, P.E., Richardson, W.J., Thomas, J.A., Tyack, P.L. (2007). Marine mammal noise exposure criteria: Initial scientific recommendations. *Aquatic Mammals*, 33, 411 - 521.
- Sparkassen- und Giroverband für Schleswig-Holstein. (2010). *Sparkassen-Tourismusbarometer. Jahresbericht 2010 - Management Summary*.
- SRÜ (1982). Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen. BGBl. 1994 II S. 1798.
- SRU (2004). Sachverständigenrat Umweltfragen. Sondergutachten des Rates von Sachverständigen für 22 Umweltfragen - Meeresumweltschutz für Nord- und Ostsee. Drucksache. 15/2626. Deutscher Bundestag. Berlin. 265 S.
- Statistisches Bundesamt (2009a) Fachserie 19 Umwelt, R. 2.1 Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung. Wiesbaden.
- Statistisches Bundesamt (2009b). Erhebung der nichtöffentlichen Wasserversorgung und nichtöffentlichen Abwasserbeseitigung 2007, Wiesbaden.
- Statistisches Bundesamt (2011). Verkehr: Seegüterumschlag deutscher Häfen im Dezember 2010. Erschienen am 15. Juni 2011. Wiesbaden, 2011. Zugriff unter: http://www.zds-seehaefen.de/pdf/seegueterumschlag/2010_12_ausgewaehlte_Haefen.pdf
- Stelzenmüller, V., Lee, J., South, A., Rogers, Stuart I. (2010). Quantifying cumulative impacts of human pressures on the marine environment: a geospatial modelling framework. *Marine Ecology Progress Series*, 398, 19-32.
- Stevens, J. D., Bonfil, R., Dulvy, N. K., and Walker, P. A. 2000. The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 476-494.
- Sutton, G., Boyd S. (2009). Effects of extraction of marine sediments on the marine environment 1998 - 2004. ICES Cooperative Research Report Nr. 297, 180 pp.
- Tasker, M.L., Amundin, M., André, M., et al. (2010). *Marine strategy framework directive - Task Group II: Underwater noise and other forms of energy*. Luxemburg, Luxemburg: Office for Official Publications of the European Communities.
- The Ocean Conservancy (2004). 2004 International Coastal Cleanup Data Report. Unter: <http://www.oceanconservancy.org>.
- Thiel, R., Winkler, H., Böttcher, U., Dänhardt, A., Fricke, R., George, M., Kloppmann, M., Schaarschmidt, T., Ubl, C. & Vorberg, R. (im Druck) Rote Liste und Liste der etablierten Neunaugen und Fische (Petromyzontida, Elasmobranchii & Actinopterygii) der marinen Gewässer Deutschlands. In: Haupt, H.; Ludwig, G.; Gruttke, H.; Binot-Hafke, M.; Otto, Ch. & Pauly, A. (Hrsg.). *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 2. Bundesamt für Naturschutz, Bonn*.
- Thrush, S.F.; Hewitt, J.E.; Funnell, G.A.; Cummings, V.J.; Ellis, J.; Schultz, D.; Talley, D. und Norkko, A. (2001). Fishing disturbance and marine biodiversity: role of habitat structure in simple soft-sediment systems. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 221, 255-264.
- Tougaard J., Carstensen J., Teilmann J., Skov H., Rasmussen P. (2009). Pile driving zone of responsiveness extends beyond 20 km for harbor porpoises (*Phocoena phocoena* (L.)). *Journal of the Acoustical Society of America*, 126(1), 11-14.
- Tulp, I., Bolle, L.J. and Rijnsdorp, A.D. (2008). Signals from the shallows: in search of common patterns in long-term trends in Dutch estuarine and coastal fish. *J. Sea Res.* 60,54-73.

- TVSH / TASH (2010). Tourismus-Agentur Schleswig-Holstein GmbH / Tourismusverband Schleswig-Holstein e.V. - Tourismus, Perspektiven für Schleswig-Holstein. Kiel.
- TWSC (1982/2010) . Trilateral Wadden Sea Cooperation. Joint Declaration on the Protection of the Wadden Sea 1982. unter: <http://www.waddensea-secretariat.org/tgc/Declaration.html>. Joint Declaration on the Protection of the Wadden Sea. unter: http://www.waddensea-secretariat.org/tgc/DocumentsSylt2010/2010%20Joint%20Declaration_final.pdf
- Ulleweit, J., Stransky, C., and Panten, K. (2010). Discards and discarding practices in German fisheries in the north Sea and Northeast Atlantic during 2002-2008. *Journal of Applied Ichthyology*, 26: 54-66.
- UQN-RL (2008/105/EG). Europäische Union. Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien des Rates 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG und 86/280/EWG sowie zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG. ABl. L 348 vom 24.12.2008, S. 84-97
- Universität Göttingen (2011). Sachverständigenutachten zur Erstellung der ökonomischen Anfangsbewertung im Rahmen der Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) (Prof. Marggraf) in Zusammenarbeit mit der Nord/LB (Dr. Arno Brandt) und Regio Nord Consulting (Marie Christin Dickow).
- van Beusekom, J.E.E., Bot, P.V.M.; Carstensen, J.; Goebel, J.; Lenhart, J.; Pätsch, T.; Petenati, T.; Rabe, T.; Reise, K.; Wetsteijn, B. (2009). QSR Wattenmeer 2009. Quality Status Report 2009. Thematic Report No.10. Wadden Sea Ecosystems No. 25. Common Wadden Sea Secretariat. Trilateral Monitoring and Assessment Group. 21 S.
- van Beusekom, J.E.E., Loebel, M., Reise, K., Schanz, A. (2005). Nährstoffbelastung des Wattenmeeres: Besserung in Sicht. in: Das AWI in den Jahren 2004 und 2005. Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung in der Helmholtz-Gemeinschaft. Bremerhaven 2006. unter: http://www.awi.de/fileadmin/user_upload/News/Print_Products/PDF/34-37_Kap2_5.pdf
- Van de Graaf, S.; de Vlas J.; Herlyn, M.; Voss, J.; Heyer, K.; Drent, J. (2009). Macrozoobenthos. Quality Status Report 2009. Thematic Report No.10. Wadden Sea Ecosystems No. 25. Common Wadden Sea Secretariat. Trilateral Monitoring and Assessment Group. 27pp.
- Vinther M. (1999). Bycatches of harbour porpoises (*Phocoena phocoena* L.) in Danish set-netfisheries. *J. Cetacean Res. Manage.*, 1, 123-135.
- Volkswirtschaftliche Gesamtrechnung der Länder (2010). Zugang über: <http://www.statistik.sachsen.de/html/15507.htm>
- von Nordheim, H., Andersen, O.N., Thissen, J. (1996). Red lists of biotopes, flora and fauna of the Trilateral Wadden Sea Area, 1995. *Helgol Meeresunters* 50(Suppl),1-136.
- Voß, J., Knaack, J., von Weber, M. (2010). Ökologische Zustandsbewertung der deutschen Übergangs- und Küstengewässer 2009. Ecological Assessment of German Transitional and Coastal Waters 2009. Indikatorbericht. Meeresumwelt Aktuell Nord- und Ostsee 2010/2. Bundesländer Messprogramm. BSH. Hamburg.
- VRL (2009/147/EG). Europäische Union. Richtlinie 2009/147/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. November 2009 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten (kodifizierte Fassung). ABl. L 20 vom 26.1.2010, S. 7-25.
- Waterman, B., Siebert, U., Schulte-Oehlmann, U., Oehlmann, J. (2003). Endokrine Effekte durch Tributylzinn (TBT). - In: Lozan, J. L., Rachor, E., Reise, K., Sündermann, J., v. Westernhagen, H. (Hrg.): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz (S. 239-247). Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen.
- Wolff, W.J., Bakker, J.P., Laursen, K., Reise, K., (2010). The Wadden Sea Quality Status Report-Synthesis Report 2010. Wadden Sea Ecosystem No. 29. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany, page 25 - 74.
- WRRL (2000/60/EG). Europäische Union. 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. ABl. L 327 vom 22.12.2000, S. 1-73.

- ZDS (2010). Zentralverband der deutschen Seehafenbetriebe e.V. - Jahresbericht 2009/2010. Zugang über: http://www.zds-seehaefen.de/pdf/jahresberichte/ZDS-Jahresbericht_2009-2010.pdf
- Zeiler, M., Figge, K., Griewatsch, K., Diesing, M., Schwarzer, K. (2004). Regenerierung von Materialentnahmestelle in Nord- und Ostsee. *Die Küste*, 68, 67-98.
- Žydelis, R., Bellebaum, J., Österblom, H., Vetemaa, M., Schirmeister, B., Stipniece, A., Dagys, M., Eerden, M. van, Garthe, S. (2009). Bycatch in gillnet fisheries - An overlooked threat to waterbird populations. *Biological Conservation* 142, 1269-1281.

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2.1: Grenzen und Wassertiefen in der Nordsee	14
Abb. 3.1: Bewertung der Qualitätskomponente Phytoplankton	18
Abb. 3.2: Bewertung der Qualitätskomponente Makrophyten	20
Abb. 3.3: Bewertung der Qualitätskomponente Makrozoobenthos	21
Abb. 4.1: Aufteilung von Abfallteilen nach elf Kategorien	36
Abb. 4.2: Schwermetalleinträge über die deutschen Zuflüsse	43
Abb. 4.3: Veränderungen des Gesundheitszustandes von Klieschen	48
Abb. 4.4: Sichtbare Eutrophierungseffekte	53
Abb. 4.5: Eutrophierungsstatus im Zeitraum 2001-2005 in der deutschen Bucht und der deutschen AWZ.	54
Abb. 4.6: Ökologische Zustandsbewertung der Wasserkörper	60
Abb. 5.1: Sämtliche Nutzungen und Schutzgebiete in der Nordsee	69

Tabellenverzeichnis

Tab. 4.1: Zusammenfassende FFH-Bewertung	61
Tab. 6.1: Übersicht bestehender Bewertungen der biologischen Merkmale gemäß Tabelle 1 Anhang III (MSRL)	73
Tab. 6.2: Übersicht möglicher Grundlagen zur Bewertung der Auswirkungen von Belastungen gemäß Tabelle 2 Anhang III MSRL.....	74

Erläuterungen der Bewertungsverfahren

ASCOBANS

Im Rahmen des Übereinkommens zur Erhaltung der wandernden wildlebenden Tierarten (Bonner Konvention/Convention on Migratory Species, CMS) wurde 1991 das Abkommen zur Erhaltung der Kleinwale in Nord- und Ostsee (ASCOBANS) verabschiedet (ASCOBANS, 2002 und 2009b). Dabei gilt die Erreichung und Erhaltung des günstigen Erhaltungszustandes der Wale als allgemeines Ziel.

Ein Farbcode für die Bewertung existiert derzeit noch nicht (grau = unbekannt).

Badegewässerrichtlinie

Eine routinemäßige Erfassung der fäkalen Verunreinigungen in Nord- und Ostsee Badegewässerrichtlinie erfolgt im Rahmen der Überwachung der Küstenbadegewässer. Gemäß der EG-Badegewässerrichtlinie (2006/7/EG, BGRL) werden Badegewässer in Europa anhand der Parameter *Escherichia coli* und intestinale Enterokokken in 4 Qualitätsstufen eingeordnet. Dies geschieht in der Regel auf der Basis der Messdaten von 4 Badesaisons. Die erste Einordnung nach der neuen Bewertung wird daher im Jahr 2012 möglich sein. Bis dahin erfolgt die Bewertung noch über eine Übergangsregelung auf Basis der in der jeweiligen Saison gemessenen Daten und den teilweise angepassten Vorgaben der alten Richtlinie. Um die Badegewässerqualität EU-weit ganzheitlich bewerten zu können, sind die Qualitätsklassen mit denen der "alten" Badegewässerrichtlinie abgestimmt. Somit erfüllen Badegewässer mit "ausgezeichneter" Qualität die Leitwerte und die mit "guter" oder "ausreichender" Qualität die zwingenden Werte. Badegewässer mit "mangelhafter" Qualität erfüllen die zwingenden Werte nicht. Ein Badegewässer hält den "zwingenden Wert" für den Parameter *Escherichia coli* ein, wenn in einer Badesaison nicht mehr als 5% der Messwerte oberhalb von 2.000 Keimen pro 100 ml Wasser liegen. Der Leitwert wird eingehalten, wenn nicht mehr als 20% der Messwerte oberhalb von 100 Keimen pro 100 ml liegen. Für den Parameter intestinale Enterokokken ist aufgrund der Novellierung der "Richtlinie des Rates der Europäischen Gemeinschaften über die Qualität der Badegewässer" (Richtlinie 76/160/EWG), die bis zur ersten Bewertung nach der neuen EG-Badegewässerrichtlinie (2006/7/EG, BGRL) im Jahr 2012 von einer Übergangsregelung abgelöst wird, kein zwingender Wert festgelegt. Dem entsprechenden Parameter (Fäkalstreptokokken) war in der alten BGRL kein Wert zugeordnet. Der momentane Leitwert liegt bei 100 intestinalen Enterokokken pro 100 ml Wasser, wobei nicht mehr als 10% der Messwerte in einer Badesaison darüber liegen dürfen.

ausgezeichnet	gut	ausreichend	mangelhaft
---------------	-----	-------------	------------

Bewertung der deutschen Biotoptypen nach Riecken et al. und von Nordheim et al.

Die von Riecken et al. (2006) und von Nordheim et al. (1996) aufgeführte Gefährdungseinstufung vorherrschender, besonderer und bedeutungsvoller Biotoptypen beruht auf Expertenmeinung und in Tabelle 1 wurde folgender Farbcode für die Bewertung verwendet:

keine Gefährdung erkennbar	gefährdet	stark gefährdet
----------------------------	-----------	-----------------

Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL, 92/43/EWG)

Ziel der FFH-RL ist die Wiederherstellung oder Wahrung des günstigen Erhaltungszustandes der natürlichen Lebensräume und der Arten von gemeinschaftlichem Interesse. Die FFH-RL verpflichtet zu einer Bewertung des Erhaltungszustands der geschützten Lebensräume und Arten in einem Rhythmus von 6 Jahren. Aus der FFH-RL (Artikel 1) und weiteren EU-

Vorgaben (u.a. DocHab-04-03/03) ergeben sich die Parameter, die Inhalt und Umfang der Bewertung sowie der Berichte näher konkretisieren. Die marinen Lebensraumtypen werden gemäß den Bewertungsschemata nach Krause et al. (2008) mittels der Kriterien Vorkommen, Verbreitung, Vollständigkeit der lebensraumtypischen Habitatstrukturen, Vollständigkeit des lebensraumtypischen Artinventars sowie Beeinträchtigungen bewertet. Die marinen Arten werden gemäß der Bewertungsschema nach Schnitter et al. (2006) mittels der Verbreitung, Vorkommen, Verbreitung, Zustand der Population, Habitatqualität und Beeinträchtigungen bewertet. Genauere Erläuterungen zur Bewertung und Aggregation unter www.bfn.de/0315-ffh-richtlinie.html.

Insgesamt erfolgt die Bewertung aller Kriterien in einem drei Stufen-System.

günstig	ungünstig - unzureichend	ungünstig - schlecht	unbekannt
---------	--------------------------	----------------------	-----------

OSPAR

Ein wesentliches Werkzeug zur Umsetzung des ökosystemaren Ansatzes im Rahmen der OSPAR Konvention (Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Nordost-Atlantiks) stellen die ökologischen Qualitätsziele (Ecological Quality Objectives, EcoQOs) dar. Die EcoQOs definieren den wünschenswerten Zustand einer ökologischen Komponente oder eines ökologischen Mechanismus und setzen bestimmte qualitative Ziele oder Grenzwerte fest (OSPAR, 2010). Werden die EcoQOs erreicht, so gilt das entsprechende marine Ökosystem als gesund. Um zu erfassen ob das jeweilige Ziel erreicht wurde, sind Indikatoren ein integraler Bestandteil der EcoQOs. Derzeit liegen OSPAR 9 ausgearbeitete und in ihrer Anwendbarkeit überprüfte EcoQOs vor. Weitere EcoQOs befinden sich zurzeit noch in der Entwicklung (OSPAR, 2008a und 2010; Heslenfeld und Enserink, 2008).

Derzeit liegt noch kein quantitatives Bewertungsschema oder eine auf Daten beruhende Bewertung für viele der ökologischen Qualitätsziele vor. In Tabelle 1 wurde folgender Farbcode für die Bewertung nach OSPAR verwendet:

positiver Verlauf der Entwicklung	unklarer Verlauf der Entwicklung	schlechter Verlauf der Entwicklung
-----------------------------------	----------------------------------	------------------------------------

Die Eutrophierung wird unter OSPAR mit Hilfe der integrierten Bewertungsmethode COMP (Common Procedure) bewertet, die sowohl Nährstoffeinträge, als auch direkte und indirekte Effekte der Nährstoffanreicherung heranzieht (OSPAR, 2005b). Die bewerteten Gebiete werden als Problemgebiet hinsichtlich Eutrophierung, Nicht-Problemgebiet oder potentielles Problemgebiet eingestuft, wobei letztere Kategorie für Gebiete verwendet wird, für die die Datengrundlage zur Bewertung nicht ausreichend ist.

Nicht-Problemgebiet	Potentielles Problemgebiet	Problemgebiet
---------------------	----------------------------	---------------

Im aktuellen OSPAR-Qualitätszustandsbericht (OSPAR 2010) werden gefährliche Stoffe im Hinblick auf die Erreichung der OSPAR-Ziele bewertet. Ziel ist es, bis 2020 die Einleitung bzw. Emission oder Verluste gefährlicher Stoffe zu beenden. Hinsichtlich des Status gefährlicher Stoffe in der Meeresumwelt sollen für synthetische Schadstoffe Konzentrationen nahe Null erreicht werden und für nicht-synthetische Schadstoffe Konzentrationen nahe der natürlichen Hintergrundkonzentrationen.

Fortschritte hins. Beendigung der Emissionen	Viele Probleme hins. Erreichung Hintergrundkonz./Null-Konz.
--	---

Rote Listen

Es ist die Anzahl der gelisteten Arten die mindestens als potentiell gefährdet gelten aufgezeigt. Grundlage waren die Rote Liste der bodenlebenden wirbellosen Meerestiere Deutschlands (Rachor et al., im Druck) beim Makrozoobenthos, bei den Fischen die Deutsche Rote Liste von Thiel et al. (im Druck).

TWSC

Im trilateralen Wattenmeerplan wurden gemeinsamen Ziele für marine Säugetiere sowie für Brut- und Zugvögel aufgenommen (CWSS, 1998, 2008, 2010a und b). Der jeweilige Zustand wird von Experten bewertet. Eine genaue Bewertungsmatrix wird nicht vorgegeben.

In Tabelle 1 wurde folgender Farbcode für die Bewertung verwendet:

gut	mäßig	schlecht
-----	-------	----------

Vogelschutzrichtlinie (VRL, 2009/147/EG)

Die VRL verpflichtet die EU-Mitgliedsstaaten, geeignete Maßnahmen zu treffen, um für alle auf dem europäischen Gebiet heimischen Vogelarten eine ausreichende Vielfalt und eine ausreichende Flächengröße der Lebensräume zu erhalten oder wiederherzustellen. Mit dem Ziel der Erhaltung sämtlicher wildlebender Vogelarten und der Erarbeitung von Schutzmaßnahmen werden in Anlehnung an die Bewertungsstruktur der FFH-RL Bewertungsverfahren zur Beschreibung des Zustands der Seevögel entwickelt. Die EU sind einen positiven Status und Entwicklungstrend für die Arten vor, diese Ziele wurden von Deutschland bislang nicht angenommen. Ein Farbcode existiert derzeit noch nicht (grau = unbekannt).

Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, 2000/60/EG)

Im Rahmen der WRRL werden verschiedene Qualitätskomponenten zur Bestimmung des ökologischen Zustandes von Küstengewässern (Oberflächengewässer bis zu 1 sm seewärts der Basislinie) bewertet. Hierzu gehören die gewässertypenspezifischen biologischen Komponenten Zusammensetzung und Abundanz des Phytoplanktons, der Makrophyten (Großalgen und Angiosperme) und der benthischen wirbellosen Fauna (Makrozoobenthos). Des Weiteren werden zur Unterstützung der biologischen Komponenten für den guten Zustand physikalisch-chemische sowie für den sehr guten Zustand hydromorphologische Komponenten hinzugezogen. Hierzu zählen die Tiefenvariation, Struktur und Substrat des Meeresbodens, Struktur der Gezeitenzonen, Richtung der vorherrschenden Strömung und Wellenbelastung, sowie Sichttiefe, Temperaturverhältnisse, Sauerstoffhaushalt, Salzgehalt, Nährstoffverhältnisse und spezifische Schadstoffe (WRRL, Anhang V 1.1.4). Nach den Vorgaben der WRRL erfolgt die Bewertung der Qualitätskomponenten anhand gebietsspezifischer Variablen und entsprechenden nationalen Verfahren und Einstufungssystemen (BLMP, 2005; Die Kommission der Europäischen Gemeinschaft, 2008; Jaklin et al., 2007; Voß et al., 2010). Hierbei wird der folgende Farbcode verwendet:

sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht	unbewertet
----------	-----	-------	----------------	----------	------------

Die auf Grundlage der Qualitätskomponenten des Makrozoobenthos erfolgte Bewertung kann zudem als Bewertung von Biotoptypen im Sinne der MSRL herangezogen werden.

Im Rahmen der WRRL wird auch der chemische Zustand der Oberflächengewässer bewertet. Die Bewertung erfolgt über die Einhaltung von europaweit geltenden Umweltqualitätsnormen (UQN) für 33 prioritäre Schadstoffe, 8 weitere Stoffe und Nitrat (nur Grundwasser). Die UQN sind in der Umweltqualitätsnormen-Richtlinie 2008/105/EG festgelegt. Überschreitet nur ein Stoff die UQN, wird der chemische Zustand als nicht gut bewertet, halten alle Stoffe die UQN ein, ist der Zustand gut. Das Bewertungsverfahren kann auch für die Meeresgewässer genutzt werden, allerdings liegen viele Schadstoffe im Meer in der Wasserphase unterhalb der Nachweisgrenze, so dass in Zukunft für die MSRL neue UQN für Sediment und Organismen abgeleitet werden müssen.

gut	nicht gut
-----	-----------