TEXTE

01/2013

Methodische Grundlagen für sozio-ökonomische Analysen sowie Folgenabschätzungen von Maßnahmen einschließlich Kosten-Nutzen Analysen nach EG-Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL)

Umwelt Bundes Amt

Für Mensch und Umwelt

| TEXTE | 01/2013

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Forschungskennzahl 3710 25 202
UBA-FB 001695

Methodische Grundlagen für sozio-ökonomische Analysen sowie Folgenabschätzungen von Maßnahmen einschließlich Kosten-Nutzen Analysen nach EG-Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL)

von

Eduard Interwies (InterSus/Projektleitung)
Daija Angeli (TU Berlin)
Christine Bertram (IfW)
Thomas Dworak (Fresh Thoughts)
Rainer Friedrich (IER)
Stefan Görlitz (InterSus)
Claas Hiebenthal (GEOMAR)
Ulrike Kugler (IER)
Jürgen Meyerhoff (TU Berlin)
Philipp Preiss (IER)
Heye Rumohr (GEOMAR)
Jutta Reumann-Schwichtenberg (IER)
Katrin Rehdanz (IfW)

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

UMWELTBUNDESAMT

Diese Publikation ist als Download unter
http://www.uba.de/uba-info-medien/4398.html verfügbar.

Das UBA-Forschungsvorhaben "Methodische Grundlagen für sozio-ökonomische Analysen sowie Folgenabschätzungen von Maßnahmen einschließlich Kosten-Nutzen Analysen nach EG-Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL)" wurde fachlich von einem Forschungsbegleitkreis konstruktiv begleitet. Für ihre wichtigen und weiterführenden Anmerkungen zum Projektinhalt, sowie die investierte Arbeit sei den Mitgliedern herzlich gedankt:

Ann-Kathrin Buchs (MU Niedersachsen)
Joachim Barz (MLUR Schleswig-Holstein)
Ralf Döring (vTi Institut für Seefischerei)
Nico Nolte (BSH)
Jörg Rechenberg (UBA)
Burkhard Schweppe-Kraft (BfN)
Sylvia Schwermer (UBA)

Außerdem sei Frau Dr. Stefanie Werner (UBA) und Frau Dr. Vera Leujak sehr herzlich für die fachliche Unterstützung zu den Fallstudien gedankt.

Die in der Studie geäußerten Ansichten
und Meinungen müssen nicht mit denen des
Herausgebers übereinstimmen.

ISSN 1862-4804

Durchführung der Studie:	InterSus Sustainability Services Chodowieckistr. 2 10405 Berlin
Abschlussdatum:	September 2012
Herausgeber:	Umweltbundesamt Wörlitzer Platz 1 06844 Dessau-Roßlau Tel.: 0340/2103-0 Telefax: 0340/2103 2285 E-Mail: info@umweltbundesamt.de Internet: http://www.umweltbundesamt.de http://fuer-mensch-und-umwelt.de/
Redaktion:	Fachgebiet II 2.1 Übergreifende Angelegenheiten Gewässergüte und Wasserwirtschaft, Grundwasserschutz Dr. Jörg Rechenberg

Dessau-Roßlau, Januar 2013

Berichts-Kennblatt

1. Berichtsnummer	2.	3.
UBA-FB 001695		

4. Titel des Berichts

Methodische Grundlagen für sozio-ökonomische Analysen sowie Folgenabschätzungen von Maßnahmen einschließlich Kosten-Nutzen Analysen nach EG-Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) - Abschlussbericht

5. Autor(en), Name(n), Vorname(n)

Interwies, Eduard; Angeli, Daija; Bertram, Christine; Dworak, Thomas; Friedrich, Rainer; Görlitz, Stefan; Hiebenthal, Claas; Kugler, Ulrike; Meyerhoff, Jürgen; Preiss, Philipp; Rumohr, Heye; Reumann-Schwichtenberg, Jutta; Rehdanz, Katrin.

6. Durchführende Institution (Name, Anschrift)

InterSus Sustainability Services /Chodowieckistr. 2/10405 Berlin

7. Fördernde Institution (Name, Anschrift)	8. Abschlussdatum
Umweltbundesamt, Postfach 14 06, 06813 Dessau-Rosslau	30.09.2012

9. Veröffentlichungsdatum	10. UFOPLAN-Nr.	11. Seitenzahl
	3710 25 202	452

12. Literaturangaben	13. Tabellen und Diagramme	14. Abbildungen
249	85	36

15. Zusätzliche Angaben

16. Zusammenfassung

Die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) will durch gezielte Maßnahmen bis 2021 den guten Umweltzustand in den europäischen Meeren erreichen. Dazu sind die Kosten und die Nutzen derartiger Schutzmaßnahmen zu ermitteln und abzuwägen. Die Ziele des Forschungsprojektes waren deshalb zweierlei: zum einen der Frage nachzugehen, welche ökonomischen Nutzen durch Maßnahmen zur Belastungsreduktion entstehen, und zum anderen zu untersuchen, wie die Nutzen einer Maßnahme zur Verbesserung der Meeresumwelt nach heutigem Wissensstand quantifiziert werden können. Mit der Kostenseiten befasst sich das Vorhaben nicht.

Um die genannten Ziele zu erreichen, wurden im Projekt methodische Grundlagen und darauf basierend ein Mengengerüst zur Monetarisierung von ökonomischen Nutzen durch maritime Schutzmaßnahmen im Rahmen der MSRL-Implementierung entwickelt. Dieses methodische Vorgehen ist daraufhin in zwei Fallstudien (zur Müllreduzierung in der Nordsee und zur Eutrophierungsreduzierung in der Ostsee) auf seine Praktikabilität und Einfachheit hin getestet worden, um die Ergebnisse in die Entwicklung einer praktikablen Handlungsanleitung einfließen zu lassen. Flankierend wurde im Rahmen des Projekts eine Zahlungsbereitschaftsanalyse zur Eutrophierungsreduktion in der Ostsee durchgeführt, deren Ergebnisse in die Arbeiten des internationalen Forschungsnetzwerks BalticSTERN sowie in einer der o.g. Fallstudien eingeflossen sind.

Die Ergebnisse des Vorhabens waren demnach eine Abschätzung der Nutzen durch Reduktionsmaßnahmen der Belastungen "Mariner Abfall" und "Eutrophierung", sowie eine Diskussion der damit verbundenen Unsicherheiten und Datenlücken. Außerdem ist über die Zahlungsbereitschaftsanalyse die Wertschätzung der deutschen Bevölkerung für eine Reduzierung der Eutrophierung der Ostsee erhoben worden. Die Erkenntnisse, die im Rahmen des Projektes gesammelt wurden, sind schließlich in die Handlungsanleitung eingeflossen.

17. Schlagwörter

Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie, ökonomische Nutzen, Monetarisierung, Kosten-Nutzen Analysen

18. Preis	19.	20.

Report Cover Sheet

1. Report No.	2.	3.
UBA-FB 001695		

4. Report Title

Methodologies regarding Economic and Social Analyses and Impact Assessments of Measures including Cost-Benefit-Analyses in the context of the Marine Strategy Framework Directive - Final Project Report

5. Autor(s), Family Name(s), First Name(s)

Interwies, Eduard; Angeli, Daija; Bertram, Christine; Dworak, Thomas; Friedrich, Rainer; Görlitz, Stefan; Hiebenthal, Claas; Kugler, Ulrike; Meyerhoff, Jürgen; Preiss, Philipp; Rumohr, Heye; Reumann-Schwichtenberg, Jutta; Rehdanz, Katrin.

6. Performing Organisation (Name, Address)

InterSus Sustainability Services/Chodowieckistr. 2/10405 Berlin

7. Funding Agency (Name, Address)		8. Report Date
Umweltbundesamt (Federal Environment Agency), Postfach 14 06, 06813 Dessau-Rosslau		30.09.2012
9. Publication Date	**10. UFOPLAN-Ref. No.**	**11. No. of Pages**
	3710 25 202	452
12. No. of Reference	**13. No. of Tables, Diagrams**	**14. No. of Figures**
249	85	36

15. Supplementary Notes

16. Abstract

The project aims on the one hand at quantifying the economic benefits of marine protection measures, and on the other at exploring the possibilities and hindrances of doing so with the currently available knowledge and data. The above mentioned goals were approached by firstly designing a methodological framework upon which the development of a quantity structure for the quantification of marine protection measures was based. This methodological approach was tested in two case studies to use the insights gained in the development of a practitioner´s guidebook for the evaluation of economic benefits of marine protection measures.

In parallel, a contingent valuation study was being performed, exploring the willingness-to-pay of the German population for reducing eutrophication in the Baltic Sea. The results have been fed into the international network BalticSTERN and one of the two case studies.

The results of the project were therefore first an estimation of the benefits resulting from marine protection measures to reduce the pressures "Marine Litter" and "Eutrophication", as well as a discussion about the connected uncertainties and data gaps. Second, the WTP survey explored the appreciation of the German population for a reduction of eutrophication levels in the Baltic Sea. Third, the gained insights were used to create the Practitioner´s Guidebook.

17. Keywords

Marine Strategy Framework Directive, economic benefits, monetary evaluation, cost-benefit analyses

18. Price	19.	20.

Inhalt

I. Zusammenfassung 1
I.1 Einleitung und Projektübersicht 1
I.2 Projektmodule 1 und 2: Methodisches Vorgehen 4
I.2.1 Ziel der Projektmodule 4
I.2.2 Hintergrund 4
I.2.3 Praktische Vorgehensweise 4
I.3 Projektmodul 3a - Mengengerüst 8
I.3.1 Ziel des Projektmoduls „Aufstellung eines Mengengerüstes“ und Einbettung in das Gesamtprojekt 8
I.3.2 Konzeptioneller Hintergrund 8
I.3.3 Praktische Vorgehensweise 11
I.4 Projektmodul 3b - Mengengerüst 16
I.4.1 Ziel des Projektmoduls „Monetarisierung“ und Einbettung in das Gesamtprojekt 16
I.4.2 Praktische Vorgehensweise 16
I.5 Fallstudie 1: Marine Abfälle 21
I.5.1 Ziel des Projektmoduls und Einbettung in das Gesamtprojekt 21
I.5.2 Hintergrund 21
I.5.3 Praktische Vorgehensweise 21
I.6 Fallstudie 2: Eutrophierung 25
I.6.1 Ziel des Projektmoduls und Einbettung in das Gesamtprojekt 25
I.6.2 Hintergrund 25
I.6.3 Praktische Vorgehensweise 26
I.7 Zahlungsbereitschaftsanalyse "Eutrophierungsreduktion in der Ostsee" 29
I.7.1 Ergebnisse 29
I.8 Zusammenfassung 31
II. Summary 33
II.1 Introduction and project overview 33
II.2 Project Modules 1 and 2: Methodological Framework 36
II.2.1 Objective 36
II.2.2 Background 36
II.2.3 Practical Approach 36

II.3 Project Module 3a - Quantity Structure Part I: Ecological Improvement and Economic Benefits 40
II.3.1 Objective 40
II.3.2 Conceptual Background 40
II.3.3 Practical Approach 43
II.4 Project Module 3b - Quantity Structure Part II: Monetarisation 48
II.4.1 Objective 48
II.4.2 Practical Approach 48
II.5 Case Study 1: Marine Litter 52
II.5.1 Objective 52
II.5.2 Background 52
II.5.3 Practical Approach 52
II.6 Case Study 2: Eutrophication 57
II.6.1 Objective 57
II.6.2 Background 57
II.6.3 Practical Approach 58
II.7 Willingness-to-pay study "Eutrophication of the Baltic Sea" 61
II.7.1 Results 61
II.8 Summary 63
III. Methodenbericht (Projektmodule 1 und 2) 65
III.1 Einleitung 65
III.2 Ökonomische Elemente der MSRL und die Bedeutung des GUZ 68
III.2.1 Die MSRL – Inhalt und Ziele 68
III.2.2 Die ökonomischen Elemente der Meeresschutzrichtline 69
III.2.3 Unterschiede und Gemeinsamkeiten der ökonomischen Elemente von MSRL und WRRL 73
III.2.4 Aktueller Diskussionsstand Guter Umweltzustand - MSRL 74
III.3 Diskussion der Anwendung der ökonomischen Elemente auf EU-Ebene und ihre Umsetzung in ausgewählten Mitgliedstaaten 78
III.3.1 Diskussion der Anwendung der ökonomischen Elemente auf EU-Ebene 79
III.3.2 Diskussion der Anwendung der ökonomischen Elemente in der deutschen ESA-Bestandsaufnahme 82
III.3.3 Vorgehen auf regionaler Ebene (OSPAR und HELCOM) 83
III.3.4 Vorgehen in den Anrainerstaaten (Interviewergebnisse) 85
III.4 Analyse von Fragestellungen zur methodischen Vorgehensweise 88

III.4.1 Einleitung und Allgemeine Festlegungen 88

III.4.2 Analyserahmen 89

III.4.3 Anwendungsbereich und Systemgrenzen 91

III.4.4 Zusammenhang mit UBA-Methodenkonvention 101

III.4.5 Verwendung von Wiederherstellungs- und Vermeidungskosten 102

III.4.6 Benefit Spreading und Co-Benefits 104

III.4.7 Datenbedarf und Verlinkung mit anderen Projekten 105

III.5 Konkretisierung der methodischen Vorgehensweise in den folgenden Projektmodulen 106

III.5.1 Vorgehen Modul 3a: Allgemein 106

III.5.2 Vorgehen Modul 3b: Allgemein 107

III.5.3 Nicht Modul-gebundene Konkretisierungen 110

III.6 Fazit und weitere Arbeiten 115

IV. Aufstellung eines Mengengerüstes und Vorschläge zur Monetarisierung (Projektmodule 3a und 3b) 117

IV.1 Einleitung 117

IV.2 Begriffsdefinitionen und methodisches Vorgehen 119

IV.2.1 Begriffliche Festlegungen und Abgrenzungen 119

IV.2.2 Vorgehensweise 129

IV.3 Nutzen der Belastungsreduzierungen 143

IV.3.1 Abgrenzung relevanter Belastungen 143

IV.3.2 Physischer Verlust - vollständiges Bedecken und Versiegelung 145

IV.3.3 Physische Schädigung - Verschlickung 153

IV.3.4 Physische Schädigung - Abschürfung 158

IV.3.5 Physische Schädigung - selektive Entnahme 163

IV.3.6 Sonstige physikalische Störungen - Unterwasserlärm 168

IV.3.7 Sonstige physikalische Störungen - Abfälle im Meer 172

IV.3.8 Interferenzen mit hydrologischen Prozessen - Veränderung des Temperaturprofils 187

IV.3.9 Interferenzen mit hydrologischen Prozessen - Veränderung des Salinitätsprofils 190

IV.3.10 Kontamination durch gefährliche Stoffe: Auswirkungen einer Reduzierung des Eintrags synthetischer Verbindungen, nicht-synthetischer Stoffe und Verbindungen sowie von Radionukliden 192

IV.3.11 Systematische und/oder absichtliche Freisetzung von Stoffen 205

IV.3.12 Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material: Auswirkungen einer Reduzierung der Einträge von Düngemitteln und organischem Material ... 210

IV.3.13 Biologische Störungen - mikrobielle Pathogene ... 226

IV.3.14 Biologische Störungen - nicht-einheimische Arten und Umsiedlungen ... 233

IV.3.15 Biologische Störungen - selektive Entnahme von Arten ... 241

IV.4 Diskussion der Monetarisierungsmethoden ... 249

IV.4.1 Potentially Disappeared Fraction (of species) (PDF) ... 249

IV.4.2 Benefit Transfer ... 249

IV.4.3 Marktpreise, Referenzpreise ... 249

IV.5 Nutzen der Belastungsreduzierungen für alle Belastungen sowie Möglichkeiten der Monetarisierung (gemeinsames Mengengerüst) ... 250

IV.6 Sekundäre Effekte ... 254

IV.7 Fazit ... 255

IV.8 Anhang A: Wechselwirkungen zwischen Belastungen ... 260

IV.9 Anhang B: Ausgewertete Bewertungsstudien ... 263

V. Fallstudie 1: Marine Abfälle in der Nordsee (Projektmodul 4a) ... 287

V.1 Einleitung ... 287

V.2 Problembeschreibung ... 289

V.2.1 Ursachen für den Eintrag und Eintragspfade ... 289

V.2.2 Abfall in der Wassersäule ... 290

V.2.3 Abfall am Strand ... 291

V.2.4 Auswirkungen von Verschmutzung durch Abfall auf die Meeresökologie ... 292

V.2.5 Auswirkungen von Verschmutzung durch Abfall auf Wirtschaftssektoren ... 293

V.2.6 Bestehende Abkommen zur Bekämpfung von marinem Abfall ... 293

V.3 Vorgehen in der Fallstudie „Marine Abfälle“ ... 295

V.3.1 Mengengerüst und Herleitung der Nutzen ... 295

V.3.2 Auswahl relevanter Wirkungspfade ... 298

V.3.3 Auswahl und Beschreibung von Modellen und Methoden zur Herleitung von Nutzen ... 299

V.3.4 Auswahl und Beschreibung des Maßnahmenbündels ... 301

V.4 Herleitung der Nutzen des Maßnahmenbündels ... 305

V.4.1 Direkte, konsumtive Gebrauchswerte ... 305

V.4.2 Direkte, nicht-konsumtive Gebrauchswerte ... 306

V.4.3 Indirekte Gebrauchswerte ... 311

V.4.4 Nicht-Gebrauchs- und Optionswerte ... 312

V.4.5 Aggregation und Zusammenfassung ... 315

V.5 Schlussfolgerungen und Rückschlüsse für das gewählte Vorgehen sowie zum weiteren Forschungsbedarf ... 318

V.5.1 Forschungs- und Datenbedarf ... 320

V.5.2 Empfehlungen für die Entwicklung einer Handlungsanleitung ... 321

VI. Fallstudie 2: Eutrophierung der Ostsee (Projektmodul 4b) ... 323

VI.1 Einleitung ... 323

VI.2 Problembeschreibung ... 325

VI.2.1 Ursachen für den erhöhten Eintrag von Nährstoffen und deren Eintragspfade ... 326

VI.2.2 Folgen der Eutrophierung ... 330

VI.2.3 Besonderheiten der Belastung Eutrophierung ... 330

VI.2.4 Auswirkungen von Eutrophierung auf Wirtschaftssektoren ... 331

VI.3 Vorgehen in der Fallstudie „Eutrophierung“ ... 332

VI.3.1 Herleitung betroffener Sektoren und Nutzenkategorien (Mengengerüst) ... 332

VI.3.2 Auswahl relevanter Wirkungspfade ... 334

VI.3.3 Auswahl und Beschreibung von Modellen und Methoden zur Herleitung von Nutzen ... 334

VI.3.4 Auswahl und Beschreibung des Maßnahmenbündels ... 337

VI.4 Herleitung der Nutzen des Maßnahmenbündels ... 341

VI.4.1 Direkte, konsumtive Gebrauchswerte ... 341

VI.4.2 Fischerei ... 341

VI.4.3 Sportangeln ... 341

VI.4.4 Direkte, nicht-konsumtive Gebrauchswerte ... 342

VI.4.5 Indirekte Gebrauchswerte (Gesundheit) ... 348

VI.4.6 Optionswerte ... 348

VI.4.7 Nicht-Gebrauchswerte ... 350

VI.4.8 Aggregierter Nutzen ... 352

VI.5 Schlussfolgerungen und Rückschlüsse für das gewählte Vorgehen sowie zum weiteren Forschungsbedarf ... 355

VII. Handlungsanleitung (Projektmodul 5) ... 358

VII.1 Einleitung ... 358

VII.2 Erkenntnisse aus dem Projektverlauf und Inhalt der Handlungsanleitung ... 360

VII.3 Ablauf des Verfahrens ... 363

VII.3.1 Schritt 1: Bestimmung des Umfangs der Belastung und der entsprechenden Maßeinheit ... 364

VII.3.2 Schritt 2: Bestimmung der Reduktionsziele ... 365

VII.3.3 Schritt 3: Bestimmung der Effektivität der ausgewählten Maßnahmen ... 366

VII.3.4 Schritt 4: Herstellung des Zusammenhangs zwischen Belastungsreduzierungen und ökonomischem Nutzen ... 367

VII.3.5 Schritt 5: Bestimmung der Höhe der Nutzen der Belastungsreduzierungen ... 370

VII.3.6 Schritt 6: Bezug zu Belastungsreduzierungen durch Maßnahmen ... 371

VII.3.7 Schritt 7: Bestimmung der Nutznießer der Maßnahmen ... 372

VII.3.8 Schritt 8: Errechnung der Nutzen: Nutzen pro Belastungsreduzierung x Nutznießer ... 374

VII.3.9 Schritt 9: Aufsummierung der ermittelten Nutzen ... 374

VII.3.10 Schritt 10: Qualitative Beschreibung der nicht-monetarisierten Werte und Sekundärnutzen ... 375

VII.3.11 Schritt 11: Optionale Sensitivitätsanalyse durch Vergleich mit "Globalstudien" ... 376

VII.4 Schlussbemerkungen ... 377

VII.5 Weiterführende Hinweise und Literatur ... 378

VII.5.1 Datenquellen ... 378

VII.5.2 Kosten-Nutzen Betrachtungen und ökonomische Bewertungen ... 380

VII.5.3 Ökosystemdienstleistungen ... 380

VII.5.4 Informationen aus anderen Mitgliedstaaten und internationalen Organisationen zur Umsetzung der MSRL ... 381

VII.6 Anhang I: Nutzen pro Einheit Belastungsreduzierung ... 382

VII.7 Anhang II: Daten zu profitierenden Sektoren und Bereichen ... 405

VIII. Zahlungsbereitschaftsanalyse "Eutrophierungsreduktion in der Ostsee" (Zusatzmodul 1) ... 411

VIII.1 Einleitung ... 411

VIII.2 Ökonomische Bewertung ... 413

VIII.2.1 Hintergrund und Anliegen der ökonomischen Bewertung ... 413

VIII.2.2 Methoden für die ökonomische Bewertung nicht-marktlicher Güter und Leistungen - die kontingente Bewertung ... 414

VIII.3 Methodik ... 415

VIII.3.1 Aufbau des Fragebogens ... 415

VIII.3.2 Bevölkerungsstichprobe ... 416

VIII.3.3 Das Umweltgut: Reduzierung der Eutrophierung in der Ostsee bis 2050 ... 417

VIII.3.4 Abfrage der Zahlungsbereitschaft 420
VIII.4 Ergebnisse 421
VIII.4.1 Soziodemografische Angaben 421
VIII.4.2 Nutzung der Ostsee 426
VIII.4.3 Einstellungen und Wissen zum Problem der Eutrophierung 427
VIII.4.4 Hochrechnung der Ergebnisse für Deutschland 433
VIII.5 Zusammenfassung 434
IX. Quellenverzeichnis 437

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Projektverlauf 3

Abbildung 2: Das Konzept des Total Economic Value (TEV) 9

Abbildung 3: Vorgehensweise in Projektmodul 3b 17

Abbildung 4: Erholungsnutzen basierend auf ZBA-Werten aus Meyerhoff/Angeli (2012) 27

Abbildung 5: Anwendungsbereich der MSRL im Verhältnis zu anderen EG-Richtlinien und Konventionen 68

Abbildung 6: Der Weg zum Maßnahmenprogramm 71

Abbildung 7: Vorgehensweise bei der Analyse und Bewertung umweltrelevanter externer Effekte in Anlehnung an UBA 2007 102

Abbildung 8: Mögliche Herangehensweise zur Bestimmung des land- und meeresseitigen Nutzens von Maßnahmen 112

Abbildung 9: Die Komponenten des Total Economic Value (TEV) 122

Abbildung 10: Sekundäre Effekte 127

Abbildung 11: Vorgehensweise in Modul 3b zur Monetarisierung 132

Abbildung 12: Wirkungszusammenhänge und Auswirkungen einer Reduzierung des Unterwasserlärms 169

Abbildung 13: Wirkungszusammenhänge und Auswirkungen einer Reduzierung der Abfälle im Meer und an Stränden 174

Abbildung 14: Wirkungszusammenhänge und Auswirkungen einer Reduzierung der Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material 212

Abbildung 15: Wirkungszusammenhänge und Auswirkungen einer Reduzierung der selektiven Entnahme von Arten, einschließlich anfallender Beifänge 242

Abbildung 16: Zusammensetzung des Abfalls an der deutschen Nordseeküste im Zeitraum 1991 bis 2002 291

Abbildung 17: Stickstoff- und Phosphoreinträge aus Punkt- und diffusen Quellen im deutschen Einzugsgebiet der Ostsee 327

Abbildung 18: Stickstoffeinträge in die Flussgebietseinheiten Deutschlands, in kt/a 328

Abbildung 19: Phosphoreinträge in die Flussgebietseinheiten Deutschlands 329

Abbildung 20: Gesamtstickstoffeinträge (Ntotal) der deutschen Ostseezuflüsse 329

Abbildung 21: Gesamtphosphoreinträge (Ptotal) der deutschen Ostseezuflüsse 330

Abbildung 22: Fiktives Basisszenario, Politikszenario und verzögertes Minderungsszenario als Basis für die Herleitung der Nutzen einer reduzierten Eutrophierung 339

Abbildung 23: Erholungsnutzen basierend auf den Median-ZBA-Werten von (Meyerhoff & Angeli, 2012) im Politikszenario und im verzögerten Minderungsszenario 345

Abbildung 24: Optionsnutzen basierend auf Median-ZBA-Werten aus (Meyerhoff & Angeli, 2012) im Politikszenario und im verzögerten Minderungsszenario 350

Abbildung 25: Nichtgebrauchsnutzen basierend auf den Median-ZBA-Werten aus (Meyerhoff & Angeli, 2011) im Politikszenario und im verzögerten Minderungsszenario 351

Abbildung 26: Handlungsanleitung zur Bestimmung von Nutzen von Maßnahmen - Ablaufschema 362

Abbildung 27: Beschreibung der Auswirkung von Eutrophierung der Ostsee 416

Abbildung 28: Wasserqualität im Jahr 2050 ohne zusätzliche Maßnahmen (Business-as-usual Szenario) 418

Abbildung 29: Karten zu Programm HBSAP zur Verbesserung der Wasserqualität durch Reduzieren der Eutrophierung im Vergleich zum Business-as-usual Szenario 419

Abbildung 30: Karten zu Programm BSAP zur Verbesserung der Wasserqualität durch Reduzieren der Eutrophierung im Vergleich zum Business-as-usual Szenario 420

Abbildung 31: Zahlkarte zur Erfassung der Zahlungsbereitschaft 421

Abbildung 32: Verteilung der Interviews in Deutschland (nach Postleitzahlbereich 424

List of figures

Figure 1: Flow Chart 35

Figure 2: Concept of the Total Economic Value (TEV) 41

Figure 3: Practical approach of project module 3b 49

Figure 4: Benefits in recreation based upon WTP-values from Meyerhoff/Angeli (2012). 59

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Ökosystemare Güter und Dienstleistungen der Meere....10

Tabelle 2: Abgrenzung von (Wirtschafts-) Sektoren und Bereichen, die durch Belastungsreduzierungen einen Nutzen erfahren 12

Tabelle 3: Nutzen der Belastungsreduzierungen für alle Belastungen (gemeinsames Mengengerüst)....14

Tabelle 4: Ergebnistabelle "Marine Abfälle" 23

Tabelle 5: Marine Water Accounts und der Ansatz ökosystemarer Dienstleistungen 80

Tabelle 6: Ökosystemare Güter und Dienstleistungen der Meere.... 120

Tabelle 7: Abgrenzung von (Wirtschafts-) Sektoren und Bereichen, die durch Belastungsreduzierungen einen Nutzen erfahren. 125

Tabelle 8: Vorgehensweise zum Aufbau eines Mengengerüstes: Zusammenstellung relevanter Komponenten und Vorschläge zur Monetarisierung. 142

Tabelle 9: Übersicht über die Belastungen 143

Tabelle 10: Nutzen einer Reduzierung des physischen Verlustes.... 147

Tabelle 11: Monetäre Werte zu den Nutzen einer Reduzierung des physischen Verlustes. 151

Tabelle 12: Nutzen einer Reduzierung der Verschlickung 154

Tabelle 13: Monetäre Werte zu den Nutzen einer Reduzierung des Verschlickung. 157

Tabelle 14: Nutzen einer Reduzierung der Abschürfung. 159

Tabelle 15: Monetäre Werte zu den Nutzen einer Reduzierung der Abschürfung. 162

Tabelle 16: Nutzen einer Reduzierung der selektiven Entnahme. 164

Tabelle 17: Monetäre Werte zu den Nutzen einer Reduzierung der selektiven Entnahme. 167

Tabelle 18: Nutzen einer Reduzierung des Unterwasserlärms.... 170

Tabelle 19: Nutzen einer Reduzierung der Abfälle im Meer und an Stränden. 176

Tabelle 20: Monetäre Werte einer Reduzierung von Abfällen im Meer und an Stränden. 182

Tabelle 21: Zusammenfassung: Ergebniswerte einer Reduzierung von Abfällen im Meer und an Stränden. 186

Tabelle 22: Nutzen einer Reduzierung der Veränderung des Temperaturprofils. 188

Tabelle 23: Nutzen einer Reduzierung der Veränderung des Salinitätsprofils. 191

Tabelle 24: Nutzen einer Reduzierung der Kontamination durch gefährliche Stoffe 194

Tabelle 25: Monetäre Werte zu den Nutzen einer Reduzierung der Kontamination durch gefährliche Stoffe 202

Tabelle 26: Nutzen einer Reduzierung der systematischen und / oder absichtlichen Freisetzung von Stoffen. 207

Tabelle 27: Monetäre Werte zu den Nutzen einer Reduzierung der systematischen und / oder absichtlichen Freisetzung von Stoffen. ... 209

Tabelle 28: Nutzen einer Reduzierung der Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material. ... 213

Tabelle 29: Monetäre Werte zu den Nutzen einer Reduzierung der Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material. Arbeitsstand. ... 221

Tabelle 30: Zusammenfassung: Ergebniswerte einer Reduzierung der Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material. ... 225

Tabelle 31: Nutzen einer Reduzierung des Eintrags mikrobieller Pathogene. ... 227

Tabelle 32: Monetäre Werte zu den Nutzen einer Reduzierung des Eintrags mikrobieller Pathogene. ... 231

Tabelle 33: Nutzen einer Reduzierung des Vorkommens nicht einheimischer Arten und Umsiedlungen. ... 235

Tabelle 34: Monetäre Werte zu den Nutzen einer Reduzierung des Vorkommens nicht einheimischer Arten und Umsiedlungen. ... 239

Tabelle 35: Nutzen einer Reduzierung der selektiven Entnahme von Arten, einschließlich anfallender Beifänge. ... 244

Tabelle 36: Monetäre Werte zu den Nutzen einer Reduzierung selektiven Entnahme von Arten, einschließlich anfallender Beifänge. ... 247

Tabelle 37: Nutzen der Belastungsreduzierungen für alle Belastungen (gemeinsames Mengengerüst). ... 250

Tabelle 38: Anzahl vorhandener Bewertungsstudien für alle Belastungen ... 252

Tabelle 39: Sekundäre Effekte ... 254

Tabelle 40: Wechselwirkung zwischen den Belastungen ... 260

Tabelle 41: Normierte Werte für Schadenskosten bezüglich Schäden an marinen Ökosystemen und menschlicher Gesundheit für 173 Stoffe bezogen auf 1 kg Emission (die ersten 158 Stoffe) oder auf 1 kBq Emission (die restlichen 15 Stoffe) in marines Wasser des jeweiligen ... 272

Tabelle 42: Jährliche Nährstoffreduktionen im Rahmen des BSAP ... 280

Tabelle 43: Nutzen einer Reduzierung der Abfälle im Meer und an Stränden ... 297

Tabelle 44: Ökonomische Nutzen einer Reduktion mariner Abfälle (ohne Sekundäreffekte) ... 316

Tabelle 45: Nährstoffeinträge und maximal zulässige Eintragsmengen in die Ostsee nach Subregion 1997-2003 (HELCOM 2007) ... 325

Tabelle 46: Nährstoffeinträge in die Ostsee gesamt und aus deutschen Einzugsgebieten 2004 – 2008 (HELCOM 2012) ... 326

Tabelle 47: Nutzen einer Reduzierung der Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material. ... 333

Tabelle 48: Zusammenfassung: Ergebniswerte einer Reduzierung der Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material (entnommen aus Bertram et al., 2012 - Projektmodul 3a/3b) ... 336

Tabelle 49: Nährstoffreduktionsziele im Rahmen des Ostseeaktionsplans (HELCOM 2007) ... 337

Tabelle 50: Durchschnittliche Sichttiefe in der deutschen Ostsee 2003 – 2007 (Helcom 2012) ... 346

Tabelle 51: Übersicht zu den Nutzen einer Reduzierung der Eutrophierung ... 353

Tabelle 52: Nutzen von Belastungsreduzierungen durch Maßnahmen. ... 369

Tabelle 53: Physischer Verlust - Bedeckung und Versiegelung ... 383

Tabelle 54: Physische Schädigung - Verschlickung ... 384

Tabelle 55: Physische Schädigung - Abschürfung ... 385

Tabelle 56: Physische Schädigung - Selektive Entnahme ... 387

Tabelle 57: Sonstige phys. Störungen - Unterwasserlärm ... 389

Tabelle 58: Sonstige phys. Störungen - mariner Abfall ... 390

Tabelle 59: Interferenzen mit hydrologischen Prozessen - Temperatur ... 392

Tabelle 60: Interferenzen mit hydrologischen Prozessen - Salinität ... 393

Tabelle 61: Kontamination durch gefährliche Stoffe ... 394

Tabelle 62: Systematische und/oder absichtliche Freisetzung von Stoffen ... 396

Tabelle 63: Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material ... 398

Tabelle 64: Biologische Störungen - mikrobielle Pathogene ... 400

Tabelle 65: Biologische Störungen - nicht-einheimische Arten ... 401

Tabelle 66: Biologische Störungen - selektive Entnahme von Arten ... 403

Tabelle 67: Der gesamte ökonomische Wert mariner Ökosysteme (Beispiele) ... 413

Tabelle 68: Soziodemografische Merkmale Stichprobe versus Bevölkerung ... 422

Tabelle 69: Verteilung der Stichprobe und Bevölkerung auf die Bundesländer ... 423

Tabelle 70: Berufliche Stellung der Befragten (N = 1.463) ... 425

Tabelle 71: Monatliches Nettohaushaltseinkommen in Euro ... 425

Tabelle 72: Freizeitaktivitäten an der Ostsee ... 426

Tabelle 73: Einstellungen gegenüber Umweltbelangen der Ostsee (Angaben in %) ... 428

Tabelle 74: Auswirkungen der Eutrophierung und Kenntnisse der Befragten ... 428

Tabelle 75: Persönlich erlebte Auswirkungen der Eutrophierung ... 429

Tabelle 76: Zeitspanne, in der die Befragten zum ersten Mal von den Auswirkungen der Eutrophierung der Ostsee hörten ... 430

Tabelle 77: Wichtige gesellschaftliche Themen ... 430

Tabelle 78: Gründe, warum keine Zahlungsbereitschaft besteht 431
Tabelle 79: Logit-Modell generelle Zahlungsbereitschaft 432
Tabelle 80: Höhe der geäußerten Zahlungsbereitschaft in Euro/Jahr für BSAP..... 433
Tabelle 81: Gesamte Zahlungsbereitschaft in Euro pro Jahr für Programm BSAP 434

List of tables

Table 1: Ecosystem Goods and Services provided by marine ecosystems 42
Table 2: Definition of profiting economic and societal sectors 44
Table 3: Benefits of pressure reductions (common quantity structure) 46
Table 4: Table of results of the case study "Marine Litter".....55

Abkürzungen

CBA	Cost-benefit analysis.
EGS	Ecosystem Goods and Services.
HELCOM	Kommission zum Schutz der Meeresumwelt im Ostseeraum (Convention on the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea Area).
KNA	Kosten-Nutzen Analyse.
MEA	Millenium Ecosystem Assessment.
MSFD	Marine Strategy Framework Directive.
MSRL	Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie.
ÖSD	Ökosystemdienstleistungen.
OSPAR	Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Nordost-Atlantiks (Oslo and Paris Conventions for the protection of the marine environment of the North-East Atlantic).
TEV	Total Economic Value.
WG ESA	EU Working Group "Economic and Social Analysis"
WFD	EU-Water Framework Directive (2000/60/EG).
WRRL	EU-Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG

I. Zusammenfassung

I.1 Einleitung und Projektübersicht

Die europäischen marinen Gewässer, inklusive der deutschen Nord- und Ostsee, gehören zu den am intensivsten genutzten Meeresgebieten der Erde. Ebenso wie bei den meisten Binnengewässern überlagern sich in ihnen verschieden gelagerte Nutzungsinteressen- und Schutzzielsetzungen.

Ziel der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (2008/56/EG; MSRL) ist ein wirksamer europaweiter Schutz der Meeresumwelt. Bis zum Jahr 2020 wird die Wiederherstellung oder der Erhalt eines „guten Umweltzustands" (GUZ) der europäischen Meere angestrebt, der dem Schutz der Ressourcen und Dienstleistungen dient und so die Grundlage für viele Bereiche der maritimen Wirtschaft und der Gesellschaft als Ganzes erhält. Die MSRL verfolgt dabei einen ähnlich integrativen, ganzheitlichen Ansatz wie die europäische Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG; WRRL). So wird wie in der WRRL davon ausgegangen, dass ökologische Wertvorstellungen und ökonomische Grundsätze sich nicht gegenseitig ausschließen, sondern ergänzen und unterstützen. Für die Abwägung dieser Belange spielt die Kosten-Nutzen Analyse (KNA) potentieller Maßnahmen, die im Text der MSRL ausdrücklich genannt wird (Artikel 13), eine wichtige Rolle.

Die Ziele des vor diesem Hintergrund vom Umweltbundesamt (UBA) geförderten Forschungsprojektes „*Methodische Grundlagen für sozio-ökonomische Analysen sowie Folgenabschätzungen von Maßnahmen einschließlich Kosten-Nutzen Analysen nach EG-Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie*" sind zweierlei: zum einen der Frage nachzugehen, welche ökonomischen Nutzen durch Maßnahmen zur Belastungsreduktion entstehen, und zum anderen zu untersuchen, wie die Nutzen einer Maßnahme zur Verbesserung der Meeresumwelt quantifiziert und in die Analyse einbezogen werden können. Zu berücksichtigen ist dabei insbesondere, dass in Deutschland bislang wenig Erfahrung mit der Durchführung von monetären KNA im Umweltbereich existiert.

Das Forschungsvorhaben folgte dabei folgendem Ablaufschema:

In den **zwei ersten Arbeitsschritten** wurden „*Vorschläge für ein methodisches Vorgehen*" (Dworak/Görlitz/Interwies et al. 2011 - Projektmodule 1 und 2) erarbeitet. Diese basieren auf Experteninterviews zur Herangehensweise in anderen Staaten, sowie der Analyse von Abstimmungsprozessen auf EU-Ebene (Common Implementation Strategy/CIS) und anwendungsorientierten internationalen Forschungsvorhaben. Auf der Grundlage dieser Analyse wurden fachlich fundierte und an die Verhältnisse der deutschen Meeresgewässer angepasste methodische Leitlinien für den weiteren Projektverlauf entwickelt.

Aufbauend auf den Vorschlägen für ein methodisches Vorgehen wurde im anschließenden **dritten Arbeitsschritt** ein methodisches Konzept angefertigt, das die systematische Erfassung und Einbeziehung des Nutzens von Meeresschutzmaßnahmen in eine KNA erlaubt. Dieses methodische Konzept beinhaltet zum einen ein Mengengerüst, in dem die Auswirkungen von Meeresumweltverbesserungen auf die ökonomischen Nutzen, die der Mensch daraus zieht, beschrieben werden. Zum anderen enthält das methodische Konzept Vorschläge, wie diese Nutzen zur Einbeziehung in eine KNA in monetäre Werte übersetzt werden können, und entwickelt Vorschläge, wie alternativ vorgegangen werden kann. Das methodische Konzept ist

in den Projektmodulen 3a und 3b *"Aufbau eines Mengengerüstes – Teil 1: Zusammenstellung relevanter Komponenten, Teil 2: Vorschläge zur Monetarisierung*" enthalten (Bertram/Kugler/Rehdanz et al. 2012 - Projektmodule 3a und 3b).

In einem international besuchten Stakeholder-Workshop sind diese vorläufigen Ergebnisse den teilnehmenden Experten aus Politik und Wissenschaft präsentiert und mit ihnen diskutiert worden. Dabei wurde deutlich, dass das gewählte Vorgehen unter den Teilnehmern grundsätzlich auf Zustimmung traf, und dass im Kontext der späteren Anwendung im Rahmen von Kosten-Nutzen Analysen sowohl die Nachvollziehbarkeit des Vorgehens als auch die Transparenz im Umgang mit Unsicherheiten von großer Bedeutung für die maßnahmenauswählende Stelle sein werden.

Im **vierten Arbeitsschritt** wurde schließlich das methodische Konzept in zwei Fallstudien angewendet und überprüft. Die Fallstudien sollten dabei sowohl eine fachliche Aussage über den ökonomischen Nutzen einer bestimmten Meeresschutzmaßnahme/eines Bündels von Maßnahmen generieren, als auch die Anwendbarkeit des erstellten Bewertungssystems demonstrieren sowie Defizite offenlegen und Verbesserungsvorschläge erarbeiten. Ebenso wurde der Forschungsbedarf aufgezeigt, um Datenlücken zu schließen und Nutzen exakter bewerten zu können. Dazu sind die Belastungsbereiche „*Eutrophierung in der Ostsee*" und „*Mariner Abfall in der Nordsee*" zur Betrachtung in den Fallstudien ausgewählt worden.

So unterstützten die Fallstudien den **fünften Arbeitsschritt** des Forschungsvorhabens, die Erstellung einer praktikablen Handlungsanleitung, die politischen Entscheidungsträgern und Behörden als Hilfestellung bei der Bestimmung der Nutzen von Meeresschutzmaßnahmen und ihrer Verwendung im Rahmen einer KNA dienen soll.

Das folgende Ablaufschema verdeutlicht das im Forschungsvorhaben gewählte generelle Vorgehen.

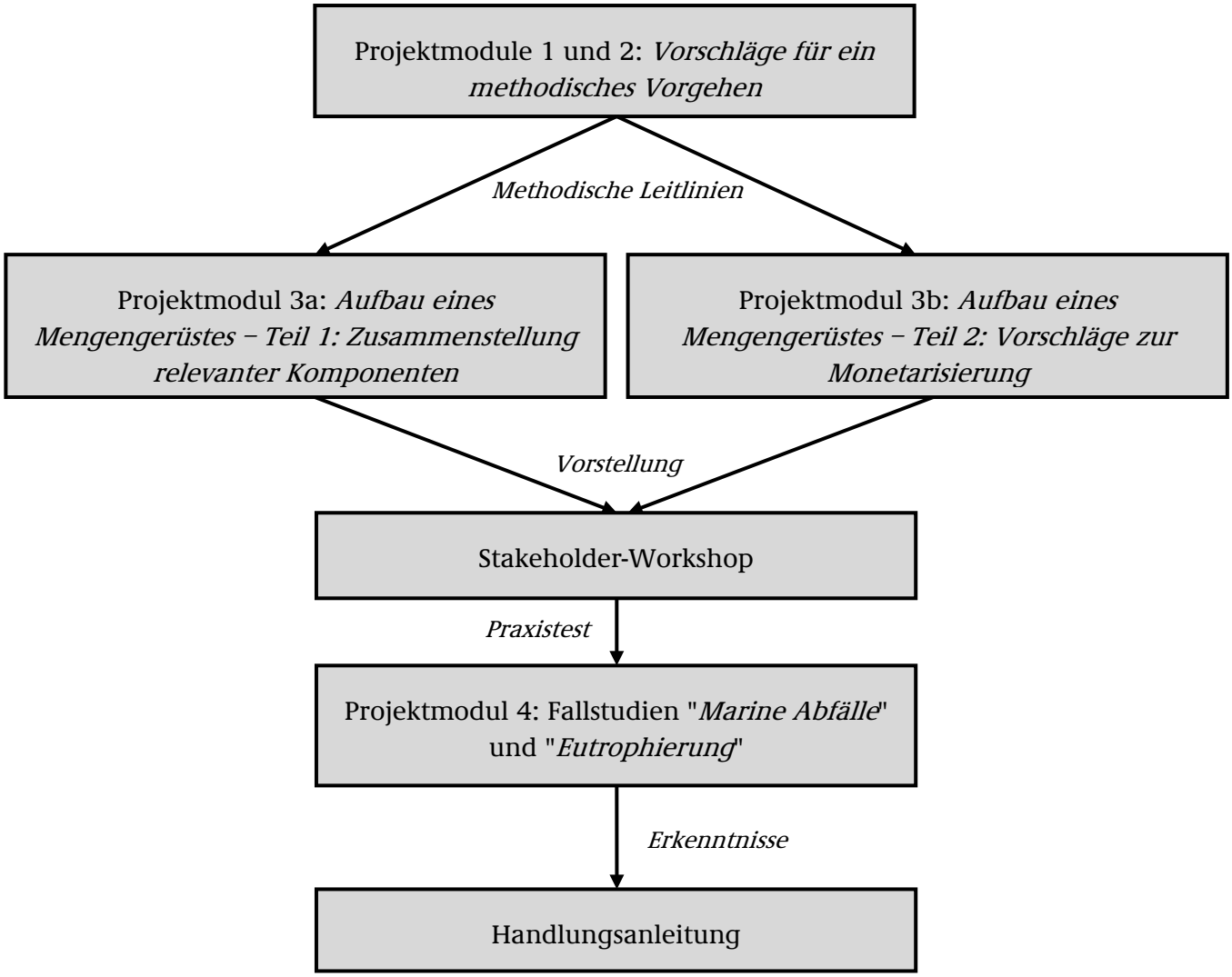


Abbildung 1: Projektverlauf

Die vorliegende Projektzusammenfassung enthält kurze, überblicksartige Zusammenfassungen der Arbeitsabläufe und Schlussfolgerungen der einzelnen Arbeitsschritte.

I.2 Projektmodule 1 und 2: Methodisches Vorgehen

I.2.1 Ziel der Projektmodule

Das Ziel der Projektmodule 1 und 2 war es, die regulatorischen und praktischen Vorgaben für die Durchführung von Kosten-Nutzen Analysen (KNA) gemäß MSRL zu analysieren, und darauf basierend Leitlinien für die Entwicklung einer praktikablen Methodik festzulegen. Insbesondere die Vorgehensweisen zur Bewertung und Monetarisierung von Nutzen in den anderen Nord- und Ostseeanrainerstaaten, sowie der EU Kommission sowie die Übertragbarkeit dieser auf die deutschen Meeresgewässer standen hier im Fokus.

I.2.2 Hintergrund

Aufgrund der Anforderung der MSRL, das Vorgehen im Hinblick auf die Implementierung der MSRL auf regionaler Ebene zu koordinieren, und vor dem Hintergrund der wenigen Erfahrungen, die in Deutschland im Rahmen des politischen Prozesses bislang mit der Anwendung von KNA vorhanden sind, war eine Analyse der Vorgehensweise in anderen Mitgliedstaaten der EU für die Erarbeitung der methodischen Vorgehensweise unabdingbar. Gerade der unterschiedliche Umgang mit Nutzenbewertungen ist dabei von zentraler Bedeutung, da ein unterschiedliches Vorgehen in den Mitgliedstaaten zu sehr divergierenden Ergebnisse (und Schlussfolgerungen, z.B. bei der Maßnahmenauswahl) führen kann.

I.2.3 Praktische Vorgehensweise

Die im Folgenden präsentierte Vorgehensweise wurde mit Hilfe einer Literatur- und Dokumentenanalyse sowie durch Experteninterviews erarbeitet.

Die analysierten Hauptdokumente waren dabei:

- WG ESA (2010): Economic and social analysis for the initial assessment for the MSFD: A Guidance Document - a legally non binding Document – Draft Dezember. 2010[1].
- Deutsche Anfangsbewertung: Marggraf et al. (2011)[2] (erster Zwischenbericht des Forschungsvorhabens zur deutschen Anfangsbewertung; Februar 2011).
- EFTEC/ENVECO (2010): OSPAR Regional Economic and Social Assessment for the Marine Strategy Framework Directive – draft works specification[3].

---

[1] Die finale Version (Dez. 2010) findet sich unter folgendem Link: http://circa.europa.eu/Members/irc/env/marine/library?l=/implementation_coordinat/economic_analysis/3-legal_documents/assessment_documentpdf/_EN_1.0_&a=d.

[2] Die finale Version des Forschungsvorhabens zur deutschen Anfangsbewertung (Marggraf et al., Juli 2011) findet sich unter http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/downloads/meere/gutachten_zur_erstellung_der_oekonomischen_anfangsbewertung.pdf

Die finalen Versionen (Okt. 2011) der Anfangsbewertungen für die Nord- und Ostsee finden sich unter: http://www.meeresschutz.info/index.php/berichte.html.

- SEPA (2008): The economic value of ecosystem services provided by the Baltic Sea and Skagerrak. Existing information and gaps of knowledge. Report 5874[4].
- Großbritannien: DEFRA (2009): Scoping Study for Elements of the Marine Strategy Framework Directive -Impact Assessment Evidence Base[5].
- Frankreich: Agence des aires marines protégées/Ifremer (2010): Évaluation Initiale Volet Analyse économique et sociale Guide technique en vue de la réalisation des projets d'analyse[6].
- Niederlande: Rob van der Veeren (2009): Economische analyse van het gebruik van de Noordzee[7].
- Europäische Kommission Generaldirektion Umwelt (2010): Scoping study on the requirements for economic assessment in the Marine Strategy Framework Directive - Final report[8].

Experteninterviews wurden mit Institutionen aus Frankreich (*Ministère de l'Écologie, du Développement durable, des Transports et du Logement und French Marine Protected Areas Agency*), Großbritannien (*DEFRA, ABPMER*), Finnland (*MTT Economic Research, Agrifood Research Finland*), Niederlande (*Rijkswaterstaat*) sowie Schweden (*Swedish Environmental Protection Agency*) durchgeführt.

Anhand einer Liste von Fragen wurden die unterschiedlichen offenen Punkte analysiert und für die weitere Vorgehensweise im Vorhaben folgende Festlegungen getroffen.

Diese lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Für die Erstellung des Mengengerüstes und die Kategorisierung von Nutzen wurde den Empfehlungen der WG ESA, den Arbeiten zur deutschen Anfangsbewertung und den Beispielen in den Mitgliedsstaaten gefolgt und das Konzept des „Total Economic Value" (TEV) genutzt. Soweit anwendbar, beruhen alle Arbeiten des vorliegenden Projektes auf dem Ansatz der ökosystemaren Dienstleistungen unter Einbeziehung der im TEV-Ansatz zu berücksichtigenden, nicht-nutzungsabhängigen Werte.
- Das Mengengerüst (siehe Kapitel 3) stellt einen Überblick über die Belastungen der Meeresumwelt dar, und erarbeitet den Zusammenhang zwischen Belastungsreduzierung und ökonomischem Nutzen.

---

[3] Die finale Version (Nov. 2010) findet sich unter: http://sciencesearch.defra.gov.uk/Document.aspx?Document=me5103_9927_FRP.pdf.

[4] Verfügbar unter: http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-5874-6.pdf.

[5] Verfügbar unter: http://randd.defra.gov.uk/Document.aspx?Document=ME5101_9114_FRP.pdf.

[6] Verfügbar unter: http://wwz.ifremer.fr/dcsmm/content/download/38683/528616/file/Guide%20technique%20PI.pdf.

[7] Verfügbar auch auf Englisch unter: http://www.noordzeeloket.nl/krm/stand_van_zaken/nationaal_traject/Economische_analyses_2010.

[8] verfügbar unter: http://ec.europa.eu/environment/enveco/studies.htm.

- Aufgrund der für die deutschen Meeresgewässer unzureichenden Datenlage und des schwierigen Zugriffs auf Primärdaten aus Drittstaaten, werden bei der Erstellung des Mengengerüstes (siehe Kapitel 3) und der Nutzenbewertung (siehe Kapitel 4) nur die deutschen Meeresgewässer betrachtet.
- Obwohl Küstenregionen auch unter der WRRL geregelt sind, stellen Ökosystemdienstleistungen der küstennahen Gebiete einen wichtigen Faktor bei der Bestimmung der Nutzen von Meeresschutzmaßnahmen dar. Küstennahe Gebiete werden von daher als Teil des deutschen Meeresgebietes mit betrachtet. Der Nutzen von Maßnahmen in angrenzenden Meeresgebieten außerhalb Deutschlands wird dagegen nicht berücksichtigt.
- Der (Zusatz-)Nutzen, der durch landseitige Maßnahmen neben der angestrebten Verbesserung der Meeresumwelt entsteht, wird im Projekt ebenfalls nicht quantifiziert. Es wird allerdings darauf hingewiesen, dass solche Zusatznutzen, die im Rahmen der Umsetzung der WRRL von Bedeutung sind, entstehen.
- Aufgrund der Unsicherheit in der Datenlage und der hohen Komplexität der ökosystemaren Zusammenhänge werden Wechselwirkungen zwischen Belastungen bei der Erstellung des Mengengerüstes (siehe Kapitel 3) aus Gründen der Übersichtlichkeit beschreibend erwähnt, aber nicht vollständig ins Mengengerüst eingearbeitet.
- Bei der Bestimmung der Auswirkungen von Maßnahmen wird sich im Projekt an den in der deutschen Anfangsbewertung aufgeführten Wirtschaftssektoren orientiert. Um Wohlfahrtsgewinne in nicht-ökonomischen Sektoren darstellen zu können (z. B. durch Steigerung der Biodiversität etc.), wurde der Auflistung der Anfangsbewertung ein zusätzlicher "Bereich" hinzugefügt: „Gesellschaft“.
- Die positiven Nutzenveränderungen durch Maßnahmen in den einzelnen Wirtschaftssektoren werden nach primären und sekundären Effekten unterteilt. Primäre Effekte stellen diejenigen Auswirkungen dar, die ihre Wirkung direkt in einem der oben aufgeführten Sektoren entfalten. Diese werden soweit möglich quantitativ dargestellt. Sekundäre Effekte (Co-Benefits) wirken in Zuliefererbetrieben und/oder anderen funktional verbundenen Wirtschaftssektoren, und werden aus Gründen der Übersichtlichkeit nicht ins Mengengerüst eingegliedert, aber soweit möglich verbal beschrieben.
- Es werden im Projekt ausschließlich die Diskontraten der UBA-Methodenkonvention[9] genutzt.
- Der Betrachtungszeitraum von Nutzen wird - wie bei Kostenanalysen üblich - auf die „technische[10]“ Lebensdauer der Maßnahme beschränkt, soweit notwendig und sinnvoll. Bei denjenigen Maßnahmen, bei denen dieses Vorgehen nicht sinnvoll erscheint (z. B.

[9] Die finale Version der Methodenkonvention ist unter http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3193.pdf verfügbar.

[10] Mit technisch ist hier im Falle von regulativen Maßnahmen die rechtlich vorgegebene Lebensdauer gemeint (z.B. Dauer des rechtlich festgelegten Nutzungsverbotes, Dauer des rechtlich garantierten Finanzzeitraumes im Falle von Agrar-Umweltmaßnahmen etc.) gemeint.

Gesetzesänderungen), werden auf case-to-case-Basis Festlegungen zu Betrachtungszeitraum und dazugehöriger Diskontrate getroffen.

- Sowohl die Wiederherstellungs- und Vermeidungskostenmethode wurden im Verlauf des Projektes auf ihre konkrete Anwendbarkeit hin untersucht und wo möglich angewendet bzw. genutzt, z. B. als Hilfsgröße bei der Ermittlung von Nutzen von Maßnahmen (als Daten der Kategorie c - Kapitel 4 und 5).

Neben den oben angeführten Dokumenten wurde auch begonnen, vorhandene Bewertungsstudien zu sammeln und zu prüfen. Die für das Forschungsvorhaben relevanten Studien wurden kategorisiert und inklusive einer Kurzbeschreibung nach den Vorgaben der UBA-Methodenkonvention in eine Datenbank überführt. Diese Arbeit ist im weiteren Projektverlauf fortgeführt und fertiggestellt worden.

Diese methodischen Leitlinien stellten die Basis für den weiteren Projektverlauf dar und wurden sowohl in der Entwicklung des Mengengerüstes und der Nutzenbewertung (siehe Kapitel 3 und 4) als auch in den Fallstudien (siehe Kapitel 4 und 5) angewendet bzw. berücksichtigt.

I.3 Projektmodul 3a - Mengengerüst

I.3.1 Ziel des Projektmoduls „Aufstellung eines Mengengerüstes" und Einbettung in das Gesamtprojekt

Ausgangspunkt für die Arbeiten in Modul 3a waren die in der MSRL aufgelisteten Belastungen (Anhang III, Tabelle 2), die durch zukünftige Meeresschutzmaßnahmen reduziert werden sollen, um den GUZ zu erreichen. Laut MSRL sollen diese Maßnahmen zur Reduzierung von Belastungen zukünftig vor ihrer Implementierung u.a. einer KNA unterzogen werden. Während die Kosten solcher Maßnahmen häufig bereits relativ einfach zu ermitteln oder bekannt sind, fehlen oft Informationen zu den damit verbundenen Auswirkungen auf den Nutzen. Diese Auswirkungen können vielfältig sein und die Identifizierung aller potentiell betroffenen Nutzenkomponenten bildet den Ausgangspunkt für jede KNA.

Ziel des Projektmoduls 3a *„Aufstellung eines Mengengerüstes"* war es daher, ein Gerüst zu entwickeln, das die zu bewertenden Nutzenkomponenten aller genannten Belastungsreduzierungen systematisiert und vollständig erfasst, um zum Einen den Gesamtnutzen einer Belastungsreduzierung abbilden zu können und zum Anderen eine Grundlage für die Bewertung der einzelnen Nutzenkomponenten zu liefern. Dieses Mengengerüst bildet die Grundlage für die im Projekt folgenden Arbeiten zur Monetarisierung der Nutzen von Meeresschutzmaßnahmen sowie für die Fallstudien.

I.3.2 Konzeptioneller Hintergrund

Bei der Aufstellung des Mengengerüstes wurde primär der Ansatz des ökonomischen Gesamtwertes (Total Economic Value/TEV) genutzt, da dieser eine praktikable Aufteilung des Gesamtnutzens erlaubt. Der TEV gibt die Summe aller Komponenten des ökonomischen Nutzens an und wird als vorherrschender Rahmen für Ansätze zur ökonomischen Bewertung von Ökosystemdienstleistungen (ÖSD) angesehen. Es handelt sich dabei um einen anthropozentrischen Ansatz, der den Wert ökosystemarer Güter und Dienstleistungen für den Menschen in den Vordergrund stellt. Diese sind für den Menschen umso wertvoller, je mehr Nutzen[11] sie stiften. Die (gedankliche) Aufteilung des TEV in seine Komponenten erleichtert es, die Ergebnisse einer Bewertung im Hinblick auf die vollständige Erfassung aller Nutzenkomponenten zu überprüfen.

Das Konzept des TEV unterteilt den ökonomischen Gesamtwert in Gebrauchswerte und Nicht-Gebrauchswerte (Pearce/Turner 1990; UBA 2007). Die Gebrauchswerte wiederum ergeben sich aus direkten konsumtiven Werten (z.B. Konsum von Fisch und Meeresfrüchten) und direkten nicht-konsumtiven Werten (z.B. Erholung in der Natur oder Nutzung von Wasserstraßen) sowie aus indirekten Werten (z.B. natürliche Klärung des Wassers oder biologischer Abbau von Abfällen) und Optionswerten (potentielle Nutzung in der Zukunft) eines Gutes oder einer Dienstleistung. Zu den Nicht-Gebrauchswerten gehören der Existenzwert, der altruistische Wert und der Vererbungswert (siehe Abbildung 2).

---

[11] Der Nutzen ist ein Ausdruck für das menschliche Wohlbefinden bzw. den Grad der Zufriedenheit. Je höher die Zufriedenheit, desto größer der Nutzen. So kann beispielsweise der Konsum von Gütern nutzenstiftend sein. Maßnahmen zur Reduzierung von Umweltbelastungen können das menschliche Wohlbefinden ebenfalls erhöhen und so zu einem Nutzenanstieg führen.

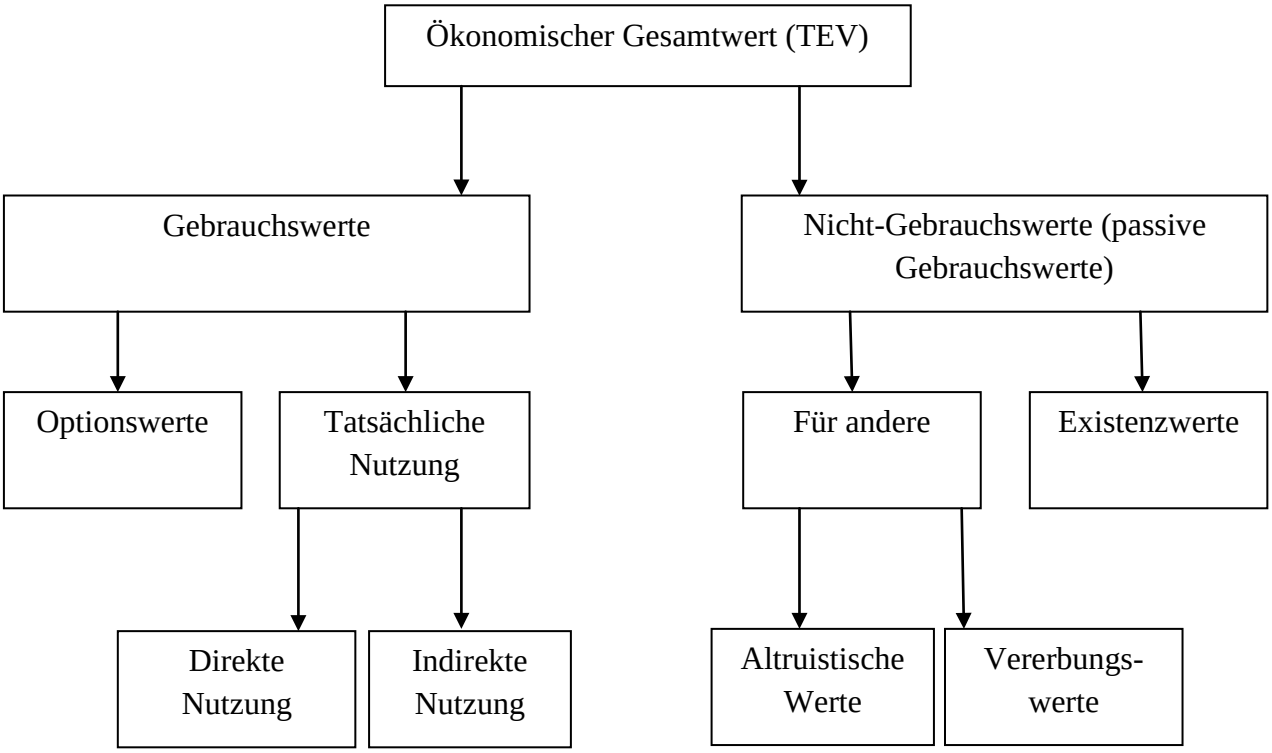


Abbildung 2: Das Konzept des Total Economic Value (TEV)

Bei der Erstellung des Mengengerüsts wurde auch das Konzept des Millennium Ecosystem Assessment (MEA) zur Kategorisierung von ÖSD berücksichtigt. Das Konzept des MEA unterteilt Ökosystemdienstleistungen in vier Bereiche: Bereitstellung von Umweltgütern (provisioning), Regulierungsfunktion (regulating), Unterstützungsfunktion (supporting) und gesellschaftliche Werte (cultural) (MEA 2005). Im Unterschied zum TEV zielt das MEA insbesondere darauf ab, die komplexen Interaktionen zwischen Ökosystemen und menschlichen Aktivitäten darzustellen. Die beiden Konzepte stehen jedoch miteinander in Verbindung. So lässt sich der Bereich der regulierenden ÖSD nach MEA den indirekten Gebrauchswerten und den Optionswerten zuordnen. Die bereitstellenden und kulturellen Dienstleistungen fallen hauptsächlich in den Bereich der direkten Gebrauchswerte. Die kulturellen ÖSD gemäß MEA können darüber hinaus Nicht-Gebrauchswerte nach TEV beinhalten. Unterstützende ÖSD fließen in den TEV hingegen nur über ihren Beitrag zu den anderen Dienstleistungen ein (Defra 2007). Die folgende Tabelle bietet einen Überblick über ökosystemare Güter und Dienstleistungen, die die Meere bereitstellen.

Tabelle 1: Ökosystemare Güter und Dienstleistungen der Meere

Bereitstellende Dienstleistungen	**Regulierende Dienstleistungen**
Bereitstellung von Nahrungsmitteln	Gas- und Klimaregulierung
Bereitstellung genetischer Ressourcen und Medizin	Schutz gegen Stürme und Überschwemmungen
Bereitstellung von Energie (Wind, Wellen, Gezeiten)	Schutz gegen Erosion
Bereitstellung anderer erneuerbarer Ressourcen zu anderen Zwecken (Schmuck, Souvenirs, etc.)	Abbau von Verschmutzung und Kontaminierung
Bereitstellung nicht-erneuerbarer Ressourcen	Klärung des Wassers
Bereitstellung von Transportwegen	
Kulturelle Dienstleistungen	**Unterstützende Dienstleistungen**
Erholung und Freizeitaktivitäten	Primärproduktion
Ästhetik und Annehmlichkeit	Nährstoffkreisläufe
Kulturelles Erbe und Identität	Ökosystemstabilität und Resilienz
Spirituelle und religiöse Werte	Habitate
Forschung und Lehre / Erziehung	Nahrungsnetze
	Biodiversität

Quelle: Bertram und Rehdanz (2012). Die Klassifizierung ökosystemarer Güter und Dienstleistungen erfolgt in Anlehnung an Turner et al. (2010) und Arcadis Belgium (2010).

An dieser Stelle ist festzuhalten, dass ÖSD und Nutzen nicht identisch sind. Erholung z.B. ist keine ÖSD, sondern ein Nutzen, den Menschen aus verschiedenen ÖSD ziehen können, i.d.R. indem sie diese Dienstleistungen mit anderen Inputs kombinieren. In Anlehnung an Boyd und Banzhaf (2007) schlagen Fisher et al. (2009) vor, ÖSD als Aspekte von Ökosystemen zu verstehen, die aktiv oder passiv genutzt werden, um menschliches Wohlbefinden zu erzeugen. ÖSD sind also ökologische Phänomene und beinhalten ökologische Strukturen und Prozesse, sofern diese direkt oder indirekt von Menschen konsumiert werden. ÖSD stellen damit die Verbindung zwischen naturwissenschaftlichen Systemen und der Wohlfahrt des Menschen her (Boyd/Banzhaf 2007; Fisher et al. 2009).

Diese Überlegungen sind hilfreich für die Erstellung des Mengengerüsts, um Doppelzählungen von Nutzen zu vermeiden. So ist es beispielsweise möglich, dass die gleiche ÖSD oder eine Kombination verschiedener ÖSD zu mehreren Nutzenkategorien beiträgt. Ergibt sich zum Beispiel durch die Reduzierung von Eutrophierung eine Reduzierung giftiger Algenblüten, so hat dies potentiell sowohl einen positiven Effekt für den Tourismus als auch für die Gesundheit. Diese beiden Nutzensteigerungen können aufaddiert werden, ohne dass es sich um eine Doppelzählung handelt. Doppelzählungen können allerdings dann auftreten, wenn die ÖSD eines oder mehrerer Ökosysteme getrennt betrachtet und dann aggregiert werden, ohne zu berücksichtigen, wie die Beziehung dieser Dienstleistungen zueinander ist. Schließen sich Nutzensteigerungen gegenseitig aus, so dürfen diese nicht beide in die Berechnung aggregierter Werte einfließen (Turner et al. 2003).

I.3.3 Praktische Vorgehensweise

Schritt 1: Abgrenzung und Zusammenfassung der Belastungsreduzierungen

Die Belastungen der Meeresumwelt, wie sie in Anhang III, Tabelle 2 der MSRL aufgeführt sind, bildeten den Ausgangspunkt für die Analyse der Nutzen von Belastungsreduzierungen. Während der Analyse der Wirkungszusammenhänge und Nutzen einer Reduzierung der Belastungen hat sich herausgestellt, dass einige Belastungen (auf dem hier behandelten Komplexitätsniveau der Zusammenhänge) sehr ähnliche bis identische Auswirkungen auf die Meeresumwelt haben. Um unnötige Wiederholungen zu vermeiden, wurden diese daher gemeinsam behandelt[12].

Schritt 2: Analyse der Auswirkungen einer Maßnahme zur Reduzierung einer Belastung auf meeresökologischer Ebene

Im nächsten Schritt folgte die Analyse der Wirkungszusammenhänge einer Belastungsreduzierung auf Ebene der Meeresökosysteme. Dazu wurden zunächst die einzelnen Belastungen definiert und die Hauptverursacher genannt. So handelt es sich beispielweise bei marinem Abfall um „*jedes haltbare[s], hergestellte[s] oder verarbeitete[s] Material, das in der Meeres- oder Küstenumwelt weggeworfen, entsorgt oder zurückgelassen wurde*“, wie z.B. Plastik, Holz, Metalle, Glas, Gummi, Kleidung oder Papier aber auch Fanggeräte und Netze (EC 2011). Verursacher dieser Abfälle sind primär die Schifffahrt, die Fischerei, der Tourismus und industrielle Aktivitäten an den Küsten, der Eintrag durch Flüsse und die Errichtung und der Betrieb von Offshore-Anlagen, sowie sekundär unterschiedliche landseitige Aktivitäten (Fleet et al. 2009; Marggraf et al. 2011).

Im Anschluss folgte eine allgemeine Darstellung der Veränderungen biologischer, physikalischer und chemischer Strukturen, Prozesse und Funktionen. Dies geschah für jede Belastung in Textform und für ausgewählte Belastungen zusätzlich in Form einer Abbildung. Im Anschluss wurden die daraus entstehenden Auswirkungen auf die ÖSD für einzelne Belastungen (Kapitel 3.4.1, 3.4.2, 3.8 und 3.9.3 im Projektbericht zu Modul 3a) analysiert und dem TEV-Ansatz zugeordnet. Darüber hinaus wurden die Belastungen für die betroffenen Regionalmeere Nord- und Ostsee in Bezug auf ihre Relevanz, Wirkungszeit und -raum sowie die Evidenz/Konfidenz der beschriebenen Erkenntnisse charakterisiert. Auch Wechselwirkungen zwischen Belastungen wurden beschrieben und im Anhang zum Modul 3a-Projektbericht (Tabelle A-1) tabellarisch dargestellt.

Schritt 3: Identifikation der gesellschaftlichen Nutzen der Belastungsreduzierungen

Die Darstellung der meeresökologischen Effekte und der Auswirkungen auf die bereitgestellten ÖSD bildete die Grundlage für die Identifikation, Analyse und systematische Darstellung der durch die Belastungsreduzierungen betroffenen Nutzenkomponenten. Es wurden sowohl Auswirkungen auf direkte und indirekte Gebrauchswerte als auch auf Options- und Nicht-Gebrauchswerte erfasst. Für jede Belastung wurden die relevanten Nutzen einer Belastungsreduzierung verbal beschrieben und in Form einer Tabelle dargestellt

[12] Tabelle 3.1.1 im Projektbericht zu Modul 3a gibt an, in welchem Kapitel des Moduls die jeweilige Belastung wieder aufgegriffen wird.

(Mengengerüst). Dies diente als Grundlage für die ökonomische Bewertung der Änderung des TEV als Folge einer Belastungsreduzierung.

Die auftretenden Nutzen wurden im Projekt verschiedenen (Wirtschafts-) Sektoren und gesellschaftlichen Bereichen zugerechnet. Die Abgrenzung der verschiedenen Sektoren orientierte sich an der Klassifizierung in vorhandenen ökonomischen Bewertungsstudien mit maritimem Bezug (z.B. Loureiro et al. 2006), an Analysen der Schäden durch Belastungen der Meere (z.B. Mouat et al. 2010) sowie an den Berichten der CIS Working Group ESA und der deutschen Arbeitsgruppe zur ökonomischen Anfangsbewertung im Rahmen der Umsetzung der MSRL.

Gebrauchswerte lassen sich in der Regel einem bestimmten Sektor zuordnen. Um die Nicht-Gebrauchswerte abzubilden, die nicht unbedingt einen wirtschaftlichen, wohl aber einen gesellschaftlichen Nutzen haben, wurde im Forschungsvorhaben zusätzlich der Bereich "Gesellschaft" eingeführt. In der folgenden Tabelle werden diese direkt betroffenen Sektoren und Bereiche kurz definiert bzw. beschrieben sowie den Nutzenkomponenten des TEV zugeordnet. Sektoren, die Verursacher der Belastungen sind und von einer Belastungsreduzierung negativ betroffen sein können, wie z.B. die Meerestechnik im Falle von Einschränkungen/Auflagen, sind in der Tabelle nicht mit aufgeführt, da der Fokus des vorliegenden Projekts auf den Nutzen von Meeresschutzmaßnahmen liegt. Für eine detaillierte Übersicht über diese Sektoren und die entstehenden Belastungen siehe Marggraf et al. (2011).

Tabelle 2: Abgrenzung von (Wirtschafts-) Sektoren und Bereichen, die durch Belastungsreduzierungen einen Nutzen erfahren

Sektor/Bereich	Beschreibung	Nutzenkomponente
Fischerei	Kommerzielle Fischerei, inkl. Küstenfischerei und kleine Hochseefischerei.	Direkter Gebrauchswert (konsumtiv) und Optionswert
Sportangeln	Fischerei, die durch Privatpersonen als Freizeitaktivität betrieben wird.	
Aquakultur	Aufzucht von Meerestieren in ihrem natürlichen Lebensraum, i.d.R. zum Zweck des Verkaufs und Konsums, wobei die Aufzuchtbecken mit dem umgebenden Meeresgebiet in Verbindung stehen können.	
Tourismus	Urlauber, die für mindestens eine Nacht am Urlaubsort bleiben: Wertschätzung für touristische Aktivitäten und/oder Ausgaben für Übernachtungen in Hotels, Pensionen, Ferienwohnungen und auf Campingplätzen sowie in Restaurants, Supermärkten, Souvenirgeschäften, etc.	Direkter Gebrauchswert (nicht konsumtiv) und Optionswert
Erholung	Besucher (Einheimische und Ortsfremde), die für maximal einen Tag an den Ort kommen; Wertschätzung und/oder Ausgaben für Aktivitäten am Strand (spazieren gehen, sonnenbaden, etc.) und im bzw. auf dem Wasser (schwimmen, tauchen, schnorcheln, surfen, segeln, etc.).	
Schifffahrt	Schiffe und Boote, die die Seeschifffahrtsstraßen und das offene Meer befahren, insb. Berufsschifffahrt (u.a. Handelsschiffe, Fähren, Kreuzfahrtschiffe) sowie Häfen und Marinas, ohne Sportschifffahrt und ohne Fischereifahrzeuge.	
Industrie	Industrielle Anlagen und Kraftwerke entlang der Küste (insbesondere Nutzung von Kühlwasser); Offshore-Windkraftanlagen und Gezeitenkraftwerke.	
Gesundheit	Verringerung von akuten und chronischen Erkrankungen und Gesundheitsbeeinträchtigungen von Menschen durch den direkten Kontakt mit Meerwasser oder den Konsum kontaminierter Meerestiere.	Indirekter Gebrauchswert und Optionswert

Landwirtschaft[13]	Landwirtschaftliche Aktivitäten wie Ackerbau und Tierzucht entlang der Küsten.	
Gesellschaft	Gesamtgesellschaftlicher Nutzen von Meeresschutzmaßnahmen zur Reduzierung von Belastungen, der in den anderen Sektoren nicht enthalten ist und somit keine direkte (konsumtive oder nicht konsumtive) oder potentielle Nutzung umfasst.	Nicht-Gebrauchswerte und Optionswert

Die Abgrenzung der Sektoren erfolgt u.a. in Anlehnung an EC (2010), BSH (2010), Arcadis Belgium (2010), Loureiro et al. (2006), Zylicz et al. (1995), Turner et al. (1999) sowie Mouat et al. (2010).

Schritt 4: Benennung der Sektoren, in denen negative Nutzenänderungen auftreten können

Belastungsreduzierungen können i.d.R. nur erreicht werden, wenn Vermeidungsmaßnahmen umgesetzt werden, die für einzelne (Wirtschafts-) Sektoren negative Nutzenänderungen, d.h. Kosten, verursachen können. Der Fokus des Projekts lag nicht auf den Kosten sondern auf den Nutzen von Meeresschutzmaßnahmen. Trotzdem erfolgte zu jeder Belastung eine kurze Auflistung der Sektoren, die negativ von Belastungsreduzierungen betroffen sein können. Diese Auflistung basiert auf Marggraf et al. (2011), wo Details zur Meeresnutzung durch diese Sektoren nachgelesen werden können.

Schritt 5: Beschreibung möglicher sekundärer Effekte

Im Projektbericht zu Modul 3a (Abschnitt 2.1.3) werden u.a. die Wirtschaftssektoren beschrieben, die direkt von den Belastungsreduzierungen betroffen sein können. Darüber hinaus ist es möglich, dass weitere Wirtschaftssektoren, die mit den direkt betroffenen Sektoren in Verbindung stehen, indirekt von den Belastungsreduzierungen beeinflusst werden. Diese Effekte werden in diesem Projekt als sekundäre Effekte definiert und in Abschnitt 6 des 3a-Projektberichts kurz dargestellt.

Bei der Beschreibung der sekundären Effekte ist zu beachten, dass es sich hier nur um eine partielle Betrachtung handelt. Das bedeutet, dass es zwar negative Effekte in einzelnen Sektoren geben kann (z.B. durch Betriebsschließungen und Arbeitsplatzverluste), dies aber nicht zwangsläufig einen Rückgang des volkswirtschaftlichen Gesamtnutzens durch eine Maßnahme mit sich bringt. So ist es z.B. möglich, dass die in einem Sektor verloren gegangenen Arbeitsplätze lediglich in einen anderen Bereich verlagert werden. Wird dieser Sektor nicht von der Partialanalyse erfasst, so wird auch der entstehende Nutzen nicht mit berücksichtigt. Es handelt sich bei den beschriebenen Sekundäreffekten also um regional-ökonomische oder Sektor-spezifische Effekte, aber nicht notwendigerweise um gesamtgesellschaftliche Wohlfahrtseffekte.

[13] Sollte Meerwasser für die Landwirtschaft entsalzt und direkt für die Bewässerung genutzt werden, so ergäbe sich durch positive Effekte ein direkter Gebrauchswert.

Schritt 6: Darstellung der Nutzenänderungen in einem gemeinsamen Mengengerüst

Das Hauptergebnis des Moduls 3a bildet die Darstellung der von Belastungsreduzierungen positiv betroffenen Nutzenkomponenten und Sektoren. Nachdem diese in Schritt 3 bereits für jede Belastung separat dargestellt wurden, folgt im letzten Schritt die gesammelte Darstellung der Nutzenwirkungen aller Belastungsreduktionen in einem gemeinsamen Mengengerüst (Tabelle 5.1 im Modul 3a-Projektbericht).

Ein Häkchen in der jeweiligen Zelle der Tabelle bedeutet, dass in diesem Sektor/Bereich ein Nutzen durch eine Maßnahme zur Reduzierung der jeweiligen Belastung zu erwarten ist. Ein Häkchen in Klammern bedeutet, dass die zugehörige Belastungsreduzierung potentiell nutzenstiftend ist, der Effekt jedoch u.a. davon abhängt, wie groß das Ausmaß der Belastung ist oder ob und wie die Veränderung von den Menschen wahrgenommen wird. Auffallend an dieser ersten Übersicht über potentielle Nutzen von Belastungsreduzierungen ist, dass sowohl Freizeit- als auch kommerzielle Fischerei von beinahe allen Belastungsreduzierungen profitieren würden. Das gleiche gilt in etwas geringerem Ausmaß für den Bereich Tourismus und Erholung. Alle Belastungsreduzierungen haben darüber hinaus potentiell einen positiven Effekt auf die Nicht-Gebrauchs- und Optionswerte.

Tabelle 3: Nutzen der Belastungsreduzierungen für alle Belastungen (gemeinsames Mengengerüst)

		Gebrauchswerte										Nicht-Gebrauchs-werte
		Direkter Gebrauchswert (konsumtiv)			Direkter Gebrauchswert (nicht konsumtiv)				Indirekter Gebrauchswert		Options-wert	Altruistischer, Existenz- und Vererbungswert
Belastungen		Fischerei	Sportangeln	Aquakultur	Tourismus	Erholung	Schifffahrt	Industrie	Gesundheit	Landwirtschaft	Alle betroffenen Sektoren	Gesellschaft
Physischer Verlust	Bedeckung	✓	✓		(✓)	(✓)					✓	✓
	Versiegelung											
Physische Schädigung	Verschlickung	(✓)	(✓)				✓				✓	✓
	Abschürfung	✓	✓								✓	✓
	Selektive Entnahme	✓	✓		(✓)	(✓)					✓	✓
Sonstige physikalische Störungen	Unterwasser-lärm	✓	✓		✓	✓					✓	✓
	Abfälle	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Interferenzen mit hydrologischen	Temperatur	(✓)	(✓)	(✓)							(✓)	✓
	Salinität											✓

Prozessen												
Kontamination durch gefährliche Stoffe	Synth. Stoffe	✓	✓	✓	✓	✓			✓		✓	✓
	Nicht-synth. Stoffe (Öl)											
	Radionuklide											
Systematische und/oder absichtliche Freisetzung von Stoffen	Eintrag anderer fester, flüssiger oder gasförmiger Stoffe	✓	✓	✓	✓	✓			✓		✓	✓
Anreicherung mit Nährstoffen und organi-schem Material	Düngemittel	✓	✓	✓	✓	✓			✓		✓	✓
	Organisches Material											
Biologische Störungen	Mikrobielle Pathogene	✓	✓	✓	✓	✓			✓		✓	✓
	Invasive Arten	✓	✓				✓		✓		✓	✓
	Fischerei	✓	✓		✓	✓					✓	✓

Quelle: Eigene Darstellung.

I.4 Projektmodul 3b - Mengengerüst

I.4.1 Ziel des Projektmoduls „Monetarisierung“ und Einbettung in das Gesamtprojekt

Projektmodul 3b hatte zum Ziel, Methoden zur Monetarisierung aufzuzeigen und zu entwickeln, um dem Anwender eine Quantifizierung der Nutzen zu ermöglichen. Modul 3b folgte dem im vorherigen Kapitel beschriebenen Mengengerüst (Projektmodul 3a), in dem für jede Belastungsreduktion die damit verbundenen ökonomischen Nutzen in qualitativer Weise hergeleitet wurden. Weiterhin baut dieses Projektmodul auf der Literaturrecherche zu marinen Bewertungsstudien auf (siehe Kapitel 2).

I.4.2 Praktische Vorgehensweise

Das grundsätzliche Vorgehen in diesem Projektmodul ist in Abbildung 3 (siehe nächste Seite) dargestellt und wird im Verlauf des Kapitels erläutert.

Der erste Schritt (A) umfasst die Prüfung der Bewertungsstudien auf Verwendbarkeit und die Anfertigung einer Kurzzusammenfassung, die es Anwendern ermöglicht, den Hintergrund der darin erhobenen Originalwerte nachzuvollziehen.

Diese Ausgangsdaten sind in vier Kategorien unterteilt worden, die gleichfalls die vorgenommene Priorisierung in ihrer Verwendung verdeutlichen:

- Kategorie a: basierend auf Marktpreisen bzw. Schadenskosten und/oder Zahlungsbereitschaftsanalysen für die deutsche Nord- und Ostsee;
- Kategorie b: basierend auf Studien für andere Gebiete, die über die Durchführung eines „benefit transfer“ auf die deutsche Ostsee und Nordsee übertragen wurden;
- Kategorie c: Werte, die über Vermeidungs- oder Wiederherstellungskosten generiert wurden, oder
- Kategorie d: keine quantitativen Werte vorliegend, stattdessen qualitative Beschreibungen der Auswirkungen von Belastungsreduktionen.

Wenn die Daten verwertbar waren, wurden die monetären Werte den jeweiligen Nutzenkategorien und (Wirtschafts-) Sektoren des Mengengerüstes zugeordnet (Schritt B).

Anwendungsbeispiel zu Schritt B:

In einer Studie werden Anwohner nach ihrer Zahlungsbereitschaft für eine Verbesserung der lokalen Badewasserqualität befragt. Die Ergebnisse werden hier der Nutzenkategorie „Erholung“ zugeordnet, da es sich ausschließlich um Anwohner handelt, die das Meer zum Baden nutzen.

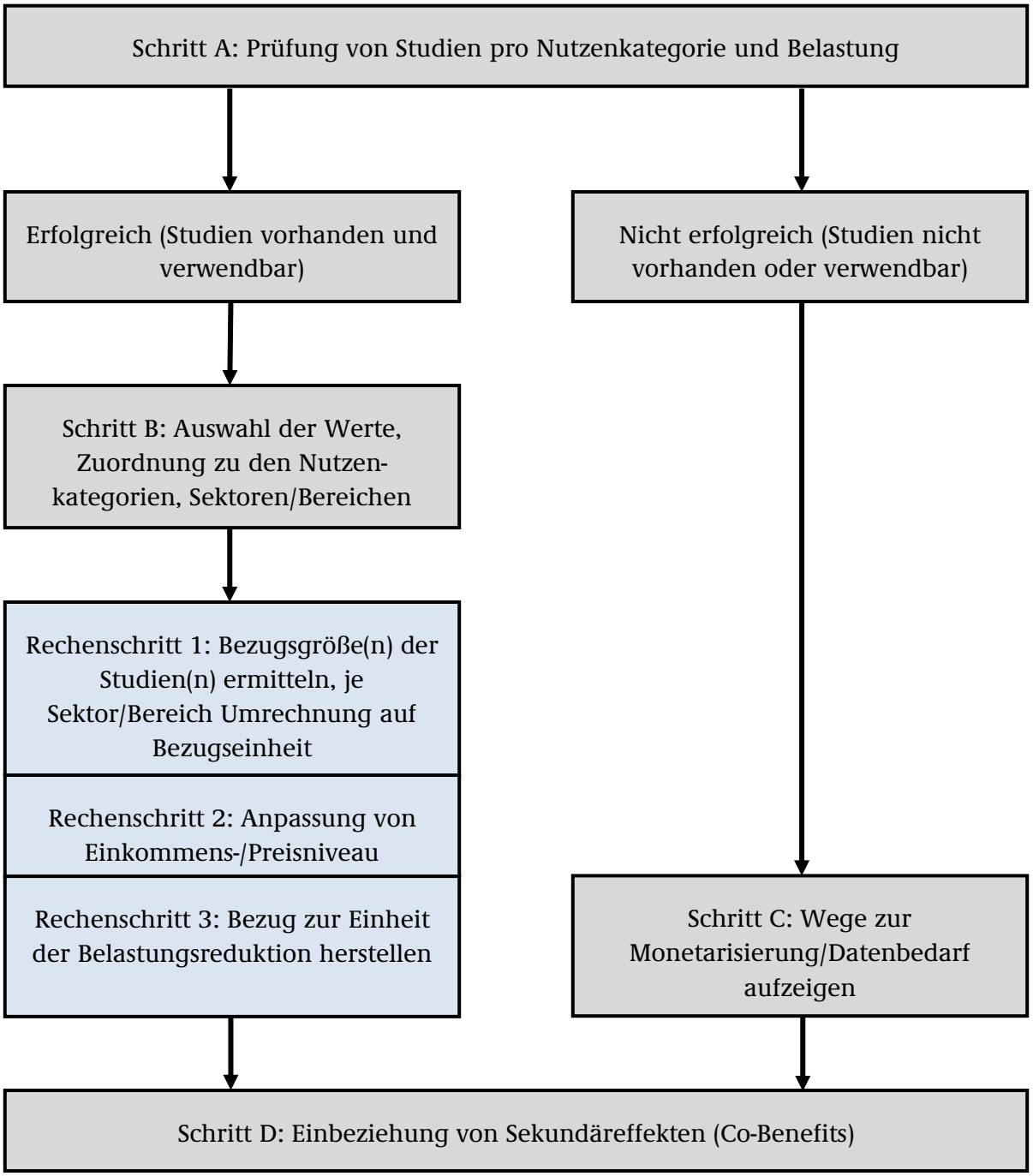


Abbildung 3: Vorgehensweise in Projektmodul 3b

Die darauffolgenden Schritte dienen dem „Benefit Transfer“ durch Anpassung der Originalwerte an die benötigte Bezugseinheit (Rechenschritt 1) und an das deutsche Einkommens- und Preisniveau (Rechenschritt 2). Die Anpassung des Einkommens- und Preisniveaus erfolgte mit Hilfe des Verhältnisses von Pro-Kopf-Bruttoinlandprodukt (BIP) (korrigiert um die Einkommenselastizität der Zahlungsbereitschaft) und des Verhältnisses der Kaufkraftparitäten der jeweiligen Länder.

Anwendungsbeispiel zu Rechenschritt 1:

Die Zahlungsbereitschaft für einen sauberen Strand in Frankreich beträgt 4 EUR_{2000} pro Strandbesuch für Touristen. Es wird angenommen, dass der durchschnittliche Übernachtungsgast einmal im Jahr an die See fährt und dabei 7 Tage bleibt. Weiterhin wird angenommen, dass er davon 5 Tage am Strand verbringt (bei einem Strandbesuch pro Tag). Daraus ergibt sich hochgerechnet eine Zahlungsbereitschaft von 20 EUR_{2000} pro Besucher und Jahr.

Anwendungsbeispiel zu Rechenschritt 2:

Die Zahlungsbereitschaft für einen sauberen Strand in Frankreich beträgt 20 EUR_{2000} pro Besucher und Jahr. Übertragen auf das Jahr 2010 und auf Deutschland beträgt sie pro Besucher und Jahr 26,11 EUR_{2010}.

Im nächsten Schritt (Rechenschritt 3) erfolgte der Bezug der somit generierten monetären Werte auf die jeweilige Belastungsreduktion. Dieser Schritt stellte sich im Projektverlauf als der aufwändigste heraus, der mit hohen Unsicherheiten verbunden ist.

Anwendungsbeispiel zu Rechenschritt 3:

Die Belastung „Biologische Störungen - Eintrag mikrobieller Pathogene“ wirkt sich neben anderen Bereichen auch auf die menschliche Gesundheit aus, da sich Menschen beim Baden oder beim Konsum von Meerestieren mit Krankheitserregern anstecken können. In einer Zahlungsbereitschaftsstudie ermittelten Mourato et al. (2003) Werte von 1,1-2 britische Pfund $(GBP)_{2002}$/Haushalt und Jahr, um das Risiko, durch intestinale Enterokokken beim Baden im Meerwasser eine Gastroenteritis (Magenverstimmung) zu bekommen, von 2-7% auf 1% zu verringern. Laut Auswertungen der WHO (2003) führen etwas mehr als 200 "Koloniebildende Einheiten" (KbE) von Intestinalen Enterokokken (IE) pro 100 ml zu einem 5%igen Risiko, eine Magenverstimmung zu bekommen (entspricht einer guten bis ausreichenden Wasserqualität; EG 2006), während etwas mehr als 40 KbE/100 ml zu einem 1%igen Risiko führen (entspricht einer ausgezeichneten Wasserqualität (EG 2006).

Nach der Durchführung der Rechenschritte 1 und 2 und ausgehend von einer Anzahl von 2 Personen pro Haushalt in Deutschland im Jahre 2010 (Destatis 2012), 5 Badebesuchen pro Person und Jahr und einem Risiko einer Erkrankung von 5% ergeben sich 3,8-7 EUR_{2010}/Person und Krankheitsfall. Wird das Risiko einer Erkrankung auf 1% gemindert (von 200 KbE/100 ml auf 40 KbE/100 ml, s.o.) ergeben sich 0,02-0,04 EUR_{2010}/Person und vermiedenen kBEIE/100 ml Meerwasser (= vermiedenem Krankheitsfall).

Zum Teil waren die monetären Studien aus Schritt A nicht verwertbar, da z. B. Zahlungsbereitschaften für ein ganzes Bündel von Ökosystemdienstleistungen erfasst wurden, wie beispielsweise die Ausweisung von Meeresschutzgebieten, oder der Bezug zur Belastung fehlte. Zum Teil wurden zu bestimmten Belastungsbereichen/Nutzenkategorien auch bisher keine monetären Studien durchgeführt. In diesen Fällen wurden Wege zur qualitativen Beschreibung aufgezeigt (Schritt C). Für die Ökosystemdienstleistung „Biodiversität“ bzw. für Options- und Nicht-Gebrauchswerte werden für einige Belastungen alternative Indikatoren entwickelt, die mit Hilfe von Vermeidungs- oder Wiederherstellungskosten (monetäre Werte der Kategorie c) eine monetäre Bewertung ermöglichen.

Anwendungsbeispiel zu Schritt C:

Bei einer Reduktion des physischen Verlusts durch vollständiges Bedecken oder durch Versiegelung des Meeresbodens ergeben sich direkte Nutzengewinne für Fischer, Sportangler, Touristen und Besucher, aber auch Nutzengewinne für die Gesellschaft (in der Form von Options- und Nicht-Gebrauchswerten durch eine Wiederherstellung/Erhaltung des Ökosystems Meeresboden).

Bisher existieren keine Methoden zur ökologischen Bewertung für einen Biodiversitätsverlust am Meeresboden, und ökonomische Bewertungsstudien wurden nicht durchgeführt. Als ökologischer Indikator wird aus diesem Grund als erste Näherung die Methodik der „Potentially Disappeared Fraction (of species)" (PDF) verwendet (Köllne 2001), die bisher allerdings nur für Biodiversitätsveränderungen an Land eingesetzt wurde. Zur monetären Bewertung dieses Indikators wird auf einen mittleren Wert von Wiederherstellungskosten aus deutschen Studien zurückgegriffen (Ott et al. 2006; Reumann-Schwichtenberg et al. 2011), der bei 0,55 EUR_{2010}/m2 versiegeltem/bedecktem Meeresboden liegt, und mit dem Nutzen gleichgesetzt wird. Dieser Wert stellt sehr wahrscheinlich eher eine untere Abschätzung dar; Options- und Nicht-Gebrauchswerte sind damit nur zu einem Teil erfasst.

Eine qualitative Betrachtung sekundärer Effekte (Co-Benefits), die in anderen funktional verwobenen Wirtschaftssektoren entstehen, erfolgte am Ende in Schritt D (s. a. Kapitel 3, Projektmodul 3a).

Die hier verfolgte pragmatische Vorgehensweise ist mit hohen Unsicherheiten verbunden, die zum einen methodisch bedingt sind (z. B. durch den Benefit Transfer und monetären Bewertungsstudien inhärente Unsicherheiten) und zum anderen aufgrund von Datenlücken oder unzureichenden Kenntnissen über konkrete Wirkungszusammenhänge entstehen. Auf einige der Unsicherheiten wird in den Kapiteln 5 und 6 (Erläuterung der Fallstudien) näher eingegangen.

Als Fazit ist aus Projektmodul 3b festzuhalten, dass Bewertungsstudien, die eine Monetarisierung der Nutzenänderungen anhand der Mengengerüste aus Projektmodul 3a erlauben, nur begrenzt verfügbar und verwertbar sind. Für einige Belastungen, wie beispielsweise "Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material", "Marine Abfälle", "Kontamination durch gefährliche Stoffe" (bspw. Öl) und "Einträge mikrobieller Pathogene", gibt es eine mehr oder weniger große Anzahl an Studien. Die Analyse der Studien zeigt jedoch, dass sich nur sehr wenige direkt verwenden lassen, da oft der Bezugspunkt fehlt (die jeweilige Umweltein- oder auswirkung) und eine Unterscheidung der in ihnen definierten Nutzenkomponenten kaum vorgenommen wird. Für viele andere Belastungen, wie "physischer Verlust" (mit Ausnahme durch die visuelle Beeinträchtigung durch Windkraftanlagen), "physische Schädigung", "Unterwasserlärm", "Interferenzen mit hydrologischen Prozessen" und "nicht-einheimische Arten" gibt es bisher keine Bewertungsstudien. Zum Teil konnten hier im ersten Ansatz und als erste Näherung Konzepte zur monetären Bewertung des Biodiversitätsverlustes an Land (und damit der Nicht-Gebrauchswerte) Anwendung finden (s. Anwendungsbeispiel zu Schritt C).

Insgesamt gibt es mehr Studien, die direkte Gebrauchswerte analysieren, als Studien zu Options- oder Nicht-Gebrauchswerten. Die Auswirkungen von Belastungsreduzierungen werden in den meisten Fällen für den Menschen nicht sichtbar sein. Das hat zur Folge, dass oftmals direkte Gebrauchswerte nicht unmittelbar betroffen sind, aber bei allen Belastungen Options-

und Nicht-Gebrauchswerte eine Rolle spielen. Eine Monetarisierung, die sich nur auf vorhandene Studien stützt, würde einen wahrscheinlich wesentlichen Nutzengewinn durch eine Belastungsreduzierung nicht berücksichtigen. Qualitative Bewertungen sollten daher auf jeden Fall in eine Nutzenbewertung mit einfließen.

I.5 Fallstudie 1: Marine Abfälle

I.5.1 Ziel des Projektmoduls und Einbettung in das Gesamtprojekt

Wie oben beschrieben hatten die durchgeführten Fallstudien eine zweifache Zielsetzung: zum einen sollte die entwickelte Methodik getestet, und zum anderen eine fachliche Aussage über den ökonomischen Nutzen eines Bündels von Maßnahmen generiert werden. "*Marine Abfälle in der Nordsee*" wurde u. a. aufgrund der hohen Aktualität des Themas als thematischer Schwerpunkt der Fallstudie Nr. 1 ausgewählt.

I.5.2 Hintergrund

Die Fallstudie orientiert sich im Verständnis mariner Abfälle an der Definition der EU Kommission:

> *„...jedes haltbare[s], hergestellte[s] oder verarbeitete[s] Material, das in der Meeres- oder Küstenumwelt weggeworfen, entsorgt oder zurückgelassen wurde. Mariner Abfall besteht aus Gegenständen, die von Menschen produziert oder genutzt wurden und absichtlich im Meer oder an Stränden entsorgt oder unabsichtlich verloren wurden, einschließlich Einträgen von Land über Wind oder über Abwässer und Flüsse. Beispielweise kann mariner Abfall aus Kunststoffen, Holz, Metallen, Glas, Gummi, Kleidung oder Papier bestehen.“*

Marine Abfälle stellen aufgrund der Langlebigkeit der Materialien - zumeist verschiedene Kunststoffverbindungen - und deren eventueller Zersetzung in sog. "Microplastics[14]" ein großes Problem dar, das gravierende Auswirkungen sowohl auf die Meeresökologie, als auch die wirtschaftlichen Aktivitäten im Meer (vor allem Tourismus, Schifffahrt, Fischerei) hat.

Der Großteil des marinen Abfalls in der Nordsee stammt mit hoher Wahrscheinlichkeit aus der Schifffahrt, mit einem erheblichen Anteil aus der Fischerei (Fleet 2003, in UBA 2010; Herr 2009). Weitere Eintragspfade stellen Offshore-Aktivitäten wie Ölbohrplattformen etc. dar (Fleet et al. 2009), sowie Tourismus- und Freizeitaktivitäten an den Küsten und küstennahe Industrien. Auch dem Eintrag über Fließgewässer und Wind wird eine große Bedeutung zugemessen; hier fehlt allerdings bislang eine verlässliche Datengrundlage (Werner 2012; Liebezeit/Dubaish 2012).

Eine unzureichende Datengrundlage besteht auch hinsichtlich der im Meer befindlichen Menge mariner Abfälle sowie potentieller Maßnahmen und ihrer Wirksamkeit. Um dem Zweck der Fallstudie gerecht zu werden, also um die im Projekt entwickelte Methodik anwenden und testen zu können, mussten diese fehlenden Informationen durch Annahmen ersetzt werden.

I.5.3 Praktische Vorgehensweise

Basierend auf OSPAR (1995) wurde in der Fallstudie daher angenommen, dass sich ständig 12.000 t marine Abfälle in der Wassersäule und auf dem Grund der Nordsee, sowie 1.058 t marine Abfälle angeschwemmt an den deutschen Nordseeständen befinden. Weiterhin wurde ein fiktives Maßnahmenbündel entwickelt, und dessen Auswirkungen im Hinblick auf die zu

[14] Für mehr Informationen über und Definitionen von "Microplastics", siehe Gorycka 2009.

erreichenden Reduktionen abgeschätzt (Reduktion schwimmender Abfälle um 20%, Reduktion von Standabfällen um 40%). Auf die damit verbundenen Unsicherheiten ist jeweils deutlich hingewiesen worden.

Um von der im Meeresökosystem vorhandenen Menge Abfälle und den projektierten Reduktionen durch das Maßnahmenbündel zu Einschätzungen des ökonomischen Nutzens dieser Reduktionen zu gelangen, wurden Daten benötigt, die solche Nutzen in eine klare Relation zur untersuchten Belastung setzen (d. h. Studien, aus denen monetäre Werte pro Einheit Belastungsreduktion - also pro t/Abfall - extrahierbar sind). Diese Daten, die in Projektmodul 3b recherchiert und abgeleitet wurden, sind in vier Kategorien unterteilt worden, die gleichfalls die vorgenommene Priorisierung in ihrer Verwendung verdeutlichen:

- Kategorie a: basierend auf Marktpreisen bzw. Schadenskosten und/oder Zahlungsbereitschaftsanalysen zu marinen Abfällen für die deutsche Nordsee;
- Kategorie b: basierend auf Studien für andere Gebiete, die über die Durchführung eines „benefit transfer“ auf die deutsche Nordsee übertragen wurden;
- Kategorie c: Werte, die über Vermeidungs- oder Wiederherstellungskosten generiert wurden, oder
- Kategorie d: keine quantitativen Werte vorliegend, stattdessen qualitative Beschreibungen der Auswirkungen von Reduktionen von marinen Abfällen.

Im weiteren Verlauf der Fallstudie sind dann die unter Zuhilfenahme solcher, in Projektmodul 3b recherchierten Studien hergeleiteten monetären Werte pro Einheit Belastungsreduktion auf die Situation in der deutschen Nordsee angepasst und übertragen worden. Dazu war jeweils die Herstellung eines Bezugs zur jeweiligen "Nutzergruppe" notwendig (z. B. Anzahl Fischerboote, oder Daten zu Tourismus und Naherholung), sowie teilweise das Treffen weiterer Annahmen (z. B. die Auswirkungen von quantifizierten Abfallreduktionen auf Fischbestände).

Die solcherart erzielten Ergebnisse variieren stark in der Höhe des ermittelten Nutzens, in Relation zu Qualität und Kategorie der Ausgangsdaten. So erzielt das fiktive Maßnahmenbündel durch sauberere Strände im Bereich "Naherholung/Tourismus" ökonomische Nutzen in Höhe von 338.776.000 – 1.195.680.000 EUR_{2010} (Daten der Kategorie b) und im Bereich "Schifffahrt" (durch geringere Schäden an Schiffsschrauben und -ausrüstung) ökonomische Nutzen in Höhe von lediglich 1.420.000 EUR_{2010} (Daten der Kategorie a).

Die folgende Tabelle 4 verschafft einen Überblick über die diesbezüglichen Ergebnisse der Fallstudie, und benennt die Annahmen, die zur Generierung der Zahlen von Nöten waren.

Tabelle 4: Ergebnistabelle "Marine Abfälle"

Nutzenkategorie	Sektor/Bereich	Nutzen (qualitativ)	Nutzen (quantitativ)/a	Datengrundlage (Kategorie)	Annahmen betreffen:
Direkte, konsumtive Gebrauchswerte	Sportangeln	Potentiell größere Fischbestände	20.400 – 51.200 EUR_{2010}	Kategorie b (ZBA, angepasst durch Benefit Transfer)	Zusammenhang Abfall - Nutzenverlust Anzahl Meeresangler Abfallmenge in der Nordsee Linearität v. Reduktion und Nutzen
	Fischerei	Pot. größere Fisch- u. Muschelbestände Geringere Kontamination v. Fängen	(unter "Schifffahrt und Fischerei" einbezogen)	(unter "Schifffahrt und Fischerei" einbezogen)	Abfallmenge in der Nordsee Linearität v. Reduktion und Nutzen
Direkte, nicht-konsumtive Gebrauchswerte	Tourismus und Erholung	Weniger Strandverschmutzung	338.776.000 – 1.195.680.000 EUR_{2010}	Kategorie b (ZBA, angepasst durch Benefit Transfer)	Verweildauer und individuelle Besuche Abfallmenge in der Nordsee Linearität v. Reduktion und Nutzen
	Aquakultur	Weniger Schäden an den Anlagen bzw. Fahrzeugen.	52.000 EUR_{2010}	Kategorie a-b (Schadenskosten, teilweise angepasst)	Kontaminationen in Muschelkulturen Abfallmenge in der Nordsee Linearität v. Reduktion und Nutzen
	Häfen	Weniger Schäden an Anlagen und Ausrüstung	160.000 EUR_{2010}	Kategorie a-b (Schadenskosten, teilweise angepasst)	Abfallmenge in der Nordsee Linearität v. Reduktion und Nutzen
	Schifffahrt und Fischerei	Weniger Schäden an Anlagen und Ausrüstung Weniger Rettungseinsätze	1.420.000 EUR_{2010}	Kategorie a-b (Schadenskosten, teilweise angepasst)	Einsätze Seenotrettung Abfallmenge in der Nordsee Linearität v. Reduktion und Nutzen
Indirekte Gebrauchswerte	Landwirtschaft	Geringere Reinigungskosten Geringere Schäden an Ausrüstung	68.000 – 95.000 EUR_{2010}	Kategorie a (Schadenskosten, nicht angepasst)	Preisniveau D -Shetland-Inseln Vergleichbarkeit d. Problemlage Abfallmenge in der Nordsee Linearität v. Reduktion und Nutzen
Nicht-Gebrauchswerte	Gesellschaft	Existenz des Meeresökosystems Erhöhte Qualität und Artenvielfalt	606.320.000 EUR_{2010}	Kategorie b (ZBA, angepasst durch Benefit Transfer)	Relevanz der Studienergebnisse Personengruppe/Zielgruppe Abfallmenge in der Nordsee Linearität v. Reduktion und Nutzen
Optionswerte	Gesellschaft	Zukünftige Nutzung des Meeres	992.160.000 EUR_{2010}	Kategorie b (ZBA, angepasst durch Benefit Transfer)	Personengruppe/Zielgruppe Abfallmenge in der Nordsee Linearität v. Reduktion und Nutzen
GESAMT GESAMT (ohne ZBA)			Ca. 2-3 Mrd. $Euro_{2010}$ 1,7 Mio. $Euro_{2010}$	Siehe oben	Siehe oben

Aufgrund der hohen Schwankungen in den ermittelten Werten wurden im abschließenden Teil der Fallstudie insbesondere die mit der Herangehensweise verbundenen Unsicherheiten diskutiert. Diese betreffen die folgenden Arbeitsschritte:

- Die Auswahl der Maßnahmen und die Bestimmung ihrer Effektivität.
- Die Verwendung von Daten der Kategorie b, insbesondere von Zahlungsbereitschaftsanalysen (ZBA) aus anderen Gebieten als der deutschen Nordsee.
- Das Treffen von Annahmen, z. B. zur im Meeresökosystem vorhandenen Menge Abfälle; zur Relation zwischen der Belastung, der Reduktion und dem daraus folgenden Nutzen; und zur jeweils betroffenen Nutzergruppe.

Darauf basierend sind Rückschlüsse zu Datenlücken und Forschungsbedarf, sowie zum Umgang mit bestimmten Datengrundlagen getroffen worden. Daraus abgeleitet werden folgende Erkenntnisse als konkrete Empfehlungen in die Handlungsanleitung übernommen:

- Bei der Herleitung von Nutzen im Rahmen der Umsetzung der MSRL keine oder sehr eingeschränkte Verwendung von „stated preference“-Studien (primär ZBA), mit Ausnahme von auf den speziellen Verwendungszweck zugeschnittenen Studien.
- Stattdessen bevorzugt Verwendung von Schadenskosten (oder Marktpreisen) als Ausgangsdaten.
- Die Notwendigkeit der Erstellung einer spezialisierten Datenbank, die es Entscheidungsträgern erleichtert, die von Meeresschutzmaßnahmen profitierenden Personen/Unternehmen/Anlagen zu bestimmen und die ermittelten Nutzen darauf zu übertragen.

I.6 Fallstudie 2: Eutrophierung

I.6.1 Ziel des Projektmoduls und Einbettung in das Gesamtprojekt

Wie oben beschrieben hatten die durchgeführten Fallstudien eine zweifache Zielsetzung: zum einen sollte die entwickelte Methodik getestet, und zum anderen eine fachliche Aussage über den ökonomischen Nutzen eines Bündels von Maßnahmen generiert werden. "*Eutrophierung in der Ostsee*" wurde u. a. aufgrund der hohen Relevanz des Themas als thematischer Schwerpunkt der Fallstudie Nr. 2 ausgewählt.

I.6.2 Hintergrund

Eutrophierung in der Meeresumwelt umfasst die

> *„Anreicherung des Wassers mit Nährstoffen, insbesondere mit Stickstoff- und/oder Phosphorverbindungen, die zu einem vermehrten Wachstum von Algen und höheren Pflanzen und damit zu einer Beeinträchtigung des biologischen Gleichgewichts und der Qualität des betroffenen Gewässers führt*" (EWG 1991).

In weiten Teilen der Ostsee sind deutliche Reduktionen der Einträge von Stickstoff- und/oder Phosphorverbindungen notwendig, um die Eutrophierung in Richtung eines „guten Umweltzustands“ hin zu minimieren. Im Rahmen des Ostseeaktionsplans wurden dafür maximale Einträge in die gesamte Ostsee von 21 kt Phosphor und 600 kt Stickstoff pro Jahr festgelegt[15]. Für Deutschland wurden daraus Eintragsreduktionsziele von 5.620 t Stickstoff und 240 t Phosphor abgeleitet (Helcom 2007).

Eutrophierung wird insbesondere durch diffuse Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft verursacht, aber auch durch Einträge aus Abwässern bzw. Kläranlagen und der Atmosphäre sowie durch Erosion (UBA 2010). Mittlere jährliche Einträge aus deutschen Einzugsgebieten in die Ostsee lagen im Zeitraum 1997-2008 bei rund 20 kt Stickstoff und 500 t Phosphor (Helcom 2007; Helcom 2011).

Eine Reduzierung der Eutrophierung führt zu einem verminderten Algenwachstum (Algenblüten) und damit zu einer Erhöhung der Sichttiefe und des Sauerstoffgehalts im Meerwasser. Die Folgen können allerdings ambivalent für die Bestände von Fischen und anderen Lebewesen sein: Einerseits kann sich die erhöhte Sauerstoffkonzentration im Wasser positiv auf Populationen von Grundfischen (z.B. Dorsch) auswirken, andererseits kann sich die geringere Produktion planktischer Mikroalgen negativ auf die Herings- und Sprottenpopulationen auswirken, da diese sich von Plankton ernähren. Die Verringerung der Eutrophierung könnte also durch die Veränderung der Artengemeinschaft in der Ostsee zu negativen Effekten bei einzelnen Fischereien führen (z. B. Hering und Sprotten). Insgesamt kann aber davon ausgegangen werden, dass weniger Nitrat und Phosphat in den Gewässern potentiell positiven Einfluss auf Bestände von Fischen und auf das Gesamtökosystem der Ostsee hat (Bertram et al., 2012 - Projektmodul 3a/3b).

Im Gegensatz zur Fallstudie "Marine Abfälle" (im vorherigen Kapitel beschrieben) sind Nährstoffeinträge nicht ausschließlich anthropogenen Aktivitäten zuzuordnen, sondern können

[15] Eine Überarbeitung dieser Eintragsziele ist für den Herbst 2013 vorgesehen.

auch natürlichen Ursprungs sein, allerdings zu einem geringeren Teil. Damit sind gewisse Unsicherheiten in der Durchführung der Fallstudie verknüpft:

- Welche natürlichen und anthropogenen Mengen sind dem aktuellen Zustand zuzuordnen?
- Wie kann der gesamte komplexe Nährstoffkreislauf berücksichtigt werden?
- Wie sind Wirksamkeit und Wirkungsdauer von Maßnahmen zu erheben?
- Wie wird mit Nichtlinearitäten (Schwellenwerte, die bei Überschreitung zu einem Kollaps des Ökosystems führen) umgegangen?

Um dem Zweck der Fallstudie gerecht zu werden, also um die im Projekt entwickelte Methodik anwenden und testen zu können, mussten daher eine Reihe von Annahmen zur vereinfachten ersten Abschätzung getroffen werden.

I.6.3 Praktische Vorgehensweise

Der Fallstudie wurden drei Szenarien zugrunde gelegt: Basisfall, Politikszenario und verzögertes Minderungsszenario. Im Basisfall wurde von den oben beschriebenen jährlichen mittleren Eintragsmengen von 20 kt N ausgegangen. Das Politikszenario reflektierte das im Ostseeaktionsplan beschlossene Ziel für Deutschland von Eintragsmengen in Höhe von 15 kt N bis 2021. Das verzögerte Minderungsszenario wurde darüber hinaus gewählt, um exemplarisch zu zeigen, welcher Nutzenverlust sich ergibt, wenn die Eintragsziele erst zu einem späteren Zeitpunkt erreicht würden. Dafür wurde von einer 50%igen Erreichung der Reduktionsziele bis 2015 und einer vollen Erreichung vereinbarten Reduktionsziele bis 2027 ausgegangen. Basierend auf den Maßnahmenprogrammen der Bundesländer wurde dafür ein fiktives Maßnahmenbündel entwickelt – mit voller Wirksamkeit bis 2021 im Politikszenario und bis 2027 im verzögerten Minderungsszenario.

In Projektmodul 3b wurden Zusammenhänge zwischen einer Reduktion der Eutrophierung und dem damit verbundenen ökonomischen Nutzen entwickelt (s. a. Kapitel 4), auf der Basis monetärer Studien. Diese beinhalten monetäre Werte vier verschiedener Kategorien (von Zahlungsbereitschaftsstudien hin zu qualitativen Beschreibungen, detaillierter erläutert in Kapitel 4 und 5).

Die Reduktion der Eutrophierung in der Ostsee hat Nutzenänderungen für Fischer und Sportangler (direkte, konsumtive Gebrauchswerte; siehe Kapitel 3), für Besucher und Touristen (direkte, nicht-konsumtive Gebrauchswerte) und für die menschliche Gesundheit (indirekte Gebrauchswerte), aber auch für die gesamte Gesellschaft (Options- und Nicht-Gebrauchswerte) zur Folge.

Basierend auf den oben beschriebenen Szenarien konnten Nutzen für Besucher (Nutzenkategorie „Erholung“) und für die Gesellschaft (Nutzenkategorien „Optionswerte“ und „Nicht-Gebrauchswerte“) quantifiziert werden. Für alle anderen betroffenen Nutzenkategorien konnte der Nutzen nur qualitativ festgehalten werden, da die Daten und Informationen aus den monetären Studien zu diesen Punkten unzureichend waren. Es ergab sich in der Nutzenkategorie „Erholung“ eine Bandbreite des Nutzens von 39.948 bis 419.281 EUR_{2010} pro

Tonne vermiedenem Stickstoffeintrag (basierend auf monetären Werten der Kategorie a und b; siehe Kapitel 5) und daraus ein maximaler jährlicher Nutzen[16] von 217.420.574 bis 2.281.968.218 EUR_{2010} (exemplarisch für die Ergebnisse einer monetären Studie dargestellt in Abbildung 4; diese zeigt zwei ansteigende Kurven, die jeweils das Politik- bzw. das verzögerte Minderungsszenario repräsentieren).

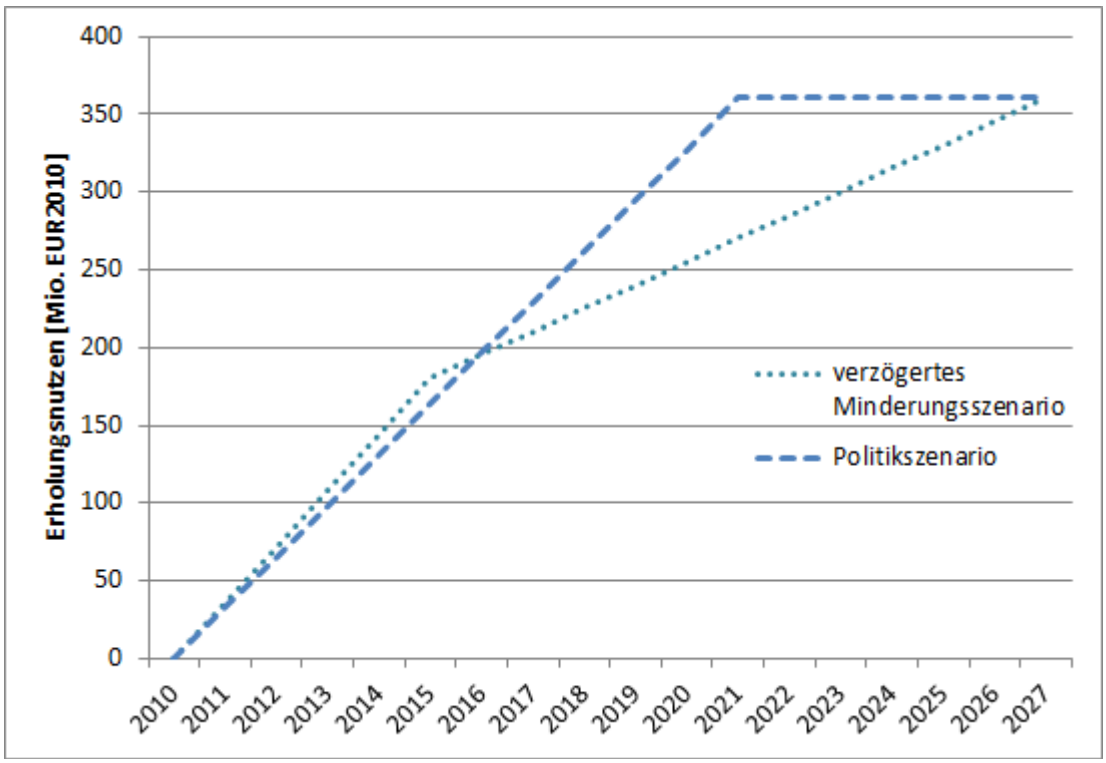


Abbildung 4: Erholungsnutzen basierend auf ZBA-Werten aus Meyerhoff/Angeli (2012)

In der Nutzenkategorie „Optionswerte“ konnten Nutzen in Höhe von 13.375 bis 21.294 EUR_{2010} pro Tonne vermiedenem Stickstoffeintrag (basierend auf monetären Werten der Kategorie a; siehe Kapitel 5) einer verminderten Eutrophierung quantifiziert werden. Daraus errechnete sich ein maximaler jährlicher Optionsnutzen von 72.792.829 bis 115.891.950 EUR_{2010} für Deutschland. Die Nutzen der Kategorie „Nicht-Gebrauchswerte“ reichten von 287 bis 457 EUR_{2010} pro Tonne vermiedenem Stickstoffeintrag (basierend auf monetären Werten der Kategorie a; siehe Kapitel 5) und ergaben einen maximalen jährlichen Nicht-Gebrauchsnutzen von 1.561.440 bis 2.485.936 EUR_{2010} für Deutschland.

Insgesamt addieren sich diese Einzelnutzen zu einem (quantifizierbaren) Gesamtnutzen von 53.610 bis 441.032 EUR_{2010} pro Tonne vermiedenem Stickstoffeintrag bzw. zu 291.774.842 bis 2.356.322.487 EUR_{2010} für Deutschland als maximalen jährlichen Nutzen. Nicht mit

[16] Der jährliche Nutzen errechnet sich aus der kumulierter Minderung und den monetärer Werten pro Tonne vermiedenem Stickstoff. Er steigt jährlich an bis zu einem Maximalwert, wenn das Minderungsziel erreicht ist. Der maximale jährliche Nutzen ist damit in beiden Szenarien gleich hoch, wird aber im Politikszenario bereits 2021 erreicht und im verzögerten Minderungsszenario erst 2027.

eingerechnet sind hier die Nutzenänderungen für die Fischerei, Sportangeln und die menschliche Gesundheit, die nur qualitativ festgehalten werden konnten.

Einige Studien nehmen eine aggregierte Bewertung der Nutzen einer Verminderung der Eutrophierung vor und beziehen sich nicht ausschließlich auf einzelne Aspekte wie den Erholungsnutzen. Eine Aufsplittung in Einzelnutzen im Sinne des TEV ist auf Basis dieser Studien oft nicht möglich, sie können aber als Vergleichsgrößen herangezogen werden. Hieraus ergaben sich 14.027 bis 58.430 EUR_{2010} pro Tonne vermiedenem Stickstoffeintrag bzw. 76.344.277 bis 318.006.969 EUR_{2010} für Deutschland als maximalen jährlichen Nutzen.

Zusätzlich zu den eingangs beschriebenen Unsicherheiten, die Nährstoffkreisläufe, ökosystemare Zusammenhänge und die Wirksamkeit von Maßnahmen betreffen, ergaben sich durch die ökonomische Bewertung weitere Unsicherheiten, die sich auch in der Bandbreite der Ergebnisse widerspiegeln. Für die Durchführung einer Kosten-Nutzen Analyse für Deutschland wird daher empfohlen, auf die Ergebnisse der einzigen aktuellen Zahlungsbereitschaftsanalyse aus Deutschland (Meyerhoff/Angeli 2012) zu diesem Thema zurückzugreifen, die im Rahmen dieses Projektes erstellt wurde (s. Kapitel 7). Hieraus ergeben sich maximale jährliche Gesamtnutzen einer verminderten Eutrophierung zur Erreichung der Ziele des Ostseeaktionsplans von 435 bis zu 692 Mio. EUR_{2010} [17].

Zusammenfassend ist im Hinblick auf die Handlungsanleitung festzustellen, dass das entwickelte Konzept der Nutzenbewertung mit Hilfe des TEV, welches in der Fallstudie Eutrophierung in der Ostsee zur Anwendung gekommen ist, für eine Anwendung in der Praxis nur geeignet ist, wenn sich der Anwender bereits mit ökonomischen Methoden und mit den Ökosystemauswirkungen der Eutrophierung auseinandergesetzt hat.

Es wird daher empfohlen, bis auf weiteres entweder

- auf die Ergebnisse der deutschen Zahlungsbereitschaftsstudie von Meyerhoff und Angeli (2012) zurückzugreifen, um einen Gesamtnutzen einer verminderten Eutrophierung zu ermitteln (ohne die hier im Rahmen der Fallstudie vorgenommene Aufteilung in verschiedene Nutzenkategorien);

oder, wenn eine Akzeptanz für Zahlungsbereitschaftsstudien politisch nicht gegeben ist:

- den Vermeidungskostenansatz zu wählen: die Kosten zur Vermeidung der Eutrophierung (= Minderungskosten der Maßnahmen) werden aufsummiert und als Näherung für den Nutzen herangezogen.

[17] Die Berechnung des Gesamtnutzens beruht auf Zahlungsbereitschaftswerten und Annahmen zur Grundgesamtheit, die in (Meyerhoff/Angeli 2012) getroffen wurden und nach Einschätzung der Autoren eine eher konservative Abschätzung darstellen. Die kürzlich veröffentlichten Zahlen des internationalen Forschungsnetzwerks BalticSTERN (Presseinformation des UBA vom 02.07.2012, http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-presse/2012/pd12-023_meeresschutz_darf_etwas_kosten.htm und S. 26 von www.mtt.fi/dp/DP2012_1.pdf) ergeben hingegen einen Nutzen von 1,87 Mrd. EUR_{2011} für Deutschland aus der Reduktion der Eutrophierung in der Ostsee.

I.7 Zahlungsbereitschaftsanalyse "Eutrophierungsreduktion in der Ostsee"

Im Rahmen des BalticStern Netzwerkes (http://www.stockholmresilience.org/balticstern) wurde im Jahr 2010 in allen Ostsee-Anrainerländern der „BalticSurvey“ durchgeführt. Ziel der Umfrage war es, Kenntnisse und Einstellungen gegenüber der Ostsee sowie ihre Bedeutung als Ziel von Erholungsreisen zu erfassen. Für die Umfrage wurde in einem Verbund von Forschungseinrichtungen aus allen Anrainerländern unter der Leitung von enveco (Environmental Economics Consultancy, Stockholm) ein gemeinsamer Fragebogen entwickelt, der in allen Ländern zeitgleich verwendet wurde. Zwischen April und Juni 2010 wurden insgesamt 9.000 Personen in allen Anrainerstaaten befragt. In jedem Land wurden etwa 1.000 Personen einer Zufallsstichprobe befragt. Für eine Zusammenfassung der Ergebnisse aus dem BalticSurvey wird hier auf Söderqvist et al. (2010a) und Söderqvist et al. (2010b) verwiesen.

Im Anschluss an den BalticSurvey wurde in der internationalen Arbeitsgruppe eine weitere länderübergreifende Befragung entwickelt - BalticSUN (Baltic Sea survey on use and non-use values). Da das Problem der Eutrophierung als zentrale Bedrohung der Meeresumwelt der Ostsee angesehen wird (HELCOM 2009, auch UBA 2011), stand diese im Zentrum von BalticSun. Gegenstand der Befragung war die Zahlungsbereitschaft (ZB) der Bevölkerung in den Ostsee-Anrainerländern für die Erreichung eines geringeren Grads an Eutrophierung als er sich aus bisherigen umweltpolitischen Maßnahmen ergeben würde.

Ziel des Vorhabens BalticSun war es, die ZB der Bevölkerung für die Erreichung eines geringeren Grads an Eutrophierung in allen Ostsee-Anrainerstaaten zu ermitteln und als Basis für Entscheidungen über Meeresumweltpolitik zur Verfügung zu stellen. Ein von Forschungseinrichtungen in allen Ostseeländern gemeinsam entwickelter Fragebogen erlaubt sowohl eine nationale Betrachtung als auch einen internationalen Vergleich der Nutzen aus einer Reduzierung der Eutrophierung in der Ostsee. In der Umfrage wurde die Zahlungsbereitschaft für eine Verbesserung der Wasserqualität bis zum Jahr 2050 infolge verringerter Nährstoffeinträge erhoben. Die bewerteten Umweltqualitätsziele wurden aus dem Baltic Sea Action Plan (BSAP) abgeleitet. Zudem wurden Determinanten der ZB wie die Nutzung der Ostsee zur Erholung, Wissen über die Ostsee und ihren heutigen Umweltzustand sowie soziodemographische Merkmale der befragten Personen ermittelt. Der deutsche Teil der BalticSUN-Zahlungsbereitschaftsanalyse (ZBA) wurde im Rahmen dieses Forschungsprojekts durchgeführt.

I.7.1 Ergebnisse

Im Rahmen der deutschen ZBA wurden 1.463 Personen aus einem Online-Panel befragt. Ein Großteil dieser Personen (82,9%) hat die Ostsee vor dem Zeitpunkt der Umfrage mindestens einmal zu Freizeitzwecken besucht. Für eine Mehrzahl der Personen ist insbesondere der Aufenthalt am Strand oder der Küste zum Spazierengehen, Wandern oder Sonnen eine wichtige Aktivität, aber auch das Schwimmen in der Ostsee wird häufig genannt. Fast 5% der Befragten geben an, an der Ostsee ein Freizeiterlebnis zu haben, welches sie an keinem anderen Ort haben können. Hinsichtlich der soziodemographischen Merkmale zeigt sich, dass die Stichprobe die Verteilung entsprechend den Variablen Alter und Geschlecht recht gut widerspiegelt, allerdings im Bereich Bildung deutlich verzerrt ist. Während in der Bevölkerung 25,4% die Fachhochschul- oder Hochschulreife haben, sind dies in der Stichprobe über 70%. Diese Verzerrungen sind auch auf die aus Budgetgründen gewählte Methode der Befragung über ein Online-Panel zurückzuführen.

Für die befragten Personen zeigt sich, dass sie generell um den Umweltzustand der Ostsee besorgt sind und mehrheitlich der Meinung sind, dass ein internationales Abkommen zum Schutz dieses Meeres notwendig ist. Mit dem Problem der Eutrophierung der Ostsee waren über 60% der Befragten vor der Befragung vertraut. Die Phänomene der Eutrophierung waren unterschiedlich gut bekannt. Während über die Hälfte der Befragten (57,6%) bereits von Algenblüten in der Ostsee gehört haben, wusste etwa ein Drittel, dass sich die Zusammensetzung der Fischarten verändert. Vergleichsweise wenige Befragten (22,2%) wussten, dass bei Eutrophierung Algen mehrjährige Seegräser verdrängen. Weniger als ein Viertel aller Befragten gab an, die Auswirkungen der Eutrophierung der Ostsee schon einmal persönlich erlebt zu haben.

Hinsichtlich der Zahlungsbereitschaft ergab sich, dass 56% der Befragten bereit sind, für das Umweltqualitätsziel BSAP zu zahlen. Für diesen Teil der Stichprobe liegt die mittlere Zahlungsbereitschaft bei 48 Euro pro Jahr für das Programm BSAP, der Median liegt bei 30 Euro pro Jahr. Die Hochrechnung der Zahlungsbereitschaft für die Reduzierung der Eutrophierung in der Ostsee resultiert für das Reduktionsziel des BSAP bei konservativen Annahmen – Median und Berücksichtigung von Antwortunsicherheit - in einer Summe 440 Millionen Euro pro Jahr. Im Fall weniger konservativer Annahmen steigt die gesamte Zahlungsbereitschaft auf knapp über eine Milliarde. Diese Zahl dürfte aber aus den genannten Gründen eine Überschätzung darstellen.

I.8 Zusammenfassung

Im UBA-Forschungsvorhaben „*Methodische Grundlagen für sozio-ökonomische Analysen sowie Folgenabschätzungen von Maßnahmen einschließlich Kosten-Nutzen Analysen nach EG-Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie*“ wurde eine Methodik zur Erhebung von ökonomischen Nutzen von maritimen Schutzmaßnahmen im Rahmen der MSRL-Umsetzung in Deutschland entwickelt und in zwei Fallstudien getestet. Dabei war von Beginn an deutlich, dass das Vorhaben in Bezug auf Grundlagendaten und Referenzprojekte zur quantitativen Nutzenbewertungen an die Grenzen der heute verfügbaren Daten und Informationen stoßen würde - dieses **Aufzeigen der Grenzen** des heute Möglichen war jedoch ausdrücklich gewünscht und geplant.

Es hat sich im Verlauf des Vorhabens und insbesondere in der Bearbeitung der Fallstudien gezeigt, dass die schwerwiegendsten **Daten- und Informationslücken** in den folgenden Bereichen liegen:

- Grundlagenwissen zu den jeweiligen Belastungen: Höhe und Eintragspfade der jeweiligen Belastung, Lebensdauer und Schadenspotential.
- Grundlagenwissen zur Verbindung von Ökosystem und Sozio-Ökonomie: Zusammenhänge zwischen "Verbesserung der Qualität des Ökosystems" mit der damit verbundenen "Steigerung der Ökosystemdienstleitungen" bzw. der "Steigerung der ökonomischen Nutzen".
- Bewertungsstudien: fehlender Bezug zur untersuchten Belastung, keine klare Trennung bzw. Bestimmung der untersuchten Nutzenkategorien, geringe Übertragbarkeit.
- Maßnahmen: potentielle Maßnahmen, inklusive Kosten und Wirksamkeit.

Um die entwickelte Methodik in den Fallstudien zur Anwendung bringen zu können, mussten aufgrund dieser Daten- und Informationslücken eine Reihe von **Annahmen** getroffen werden, die teilweise mit erheblichen **Unsicherheiten** verbunden waren, und die Aussagekraft der fachlichen Ergebnisse der Fallstudien erheblich einschränken. Diese Annahmen betrafen alle oben aufgeführten Daten- und Informationslücken.

Ein weiterer, die Unsicherheit der Anwendung des methodischen Konzeptes steigender Faktor, war die Verwendung von **Zahlungsbereitschaftsanalysen** (ZBA), die durch vielfältige inhärente Schwächen - methodisch und im Design der jeweiligen Studie begründet - für die erheblichen Schwankungen der Ergebnisse in der Fallstudie "Marine Abfälle" verantwortlich sind. Bei der Übertragung von solchen Studienergebnissen aus anderen Weltregionen - mit Hilfe eines "benefit transfers" - addieren sich diese inhärenten Unsicherheiten mit den Unsicherheiten, die mit der Übertragung verbunden sind, zu einem hohen Niveau.

Daneben benötigte jedoch auch die Recherche und Generierung der notwendigen, nicht in passender Form vorliegenden Informationen ein hohes Maß an **Arbeitsaufwand**, zum Beispiel bei der Bestimmung der von maritimen Schutzmaßnahmen profitierenden gesellschaftlichen Bereiche und ökonomischen Sektoren (in der Fallstudie "Marine Abfälle" betrug diese Recherche nach passenden Informationen etwa 30 Personenstunden; diese Zahl kann aber in Abhängigkeit zur jeweiligen Belastung bzw. der zu prüfenden Maßnahmen auch steigen).

Für die Durchführung einer thematisch einzugrenzenden ZBA müssen mindestens 20.000 € sowie sechs Monate Zeit angesetzt werden.

Aufgrund dieser zwei Punkte - der erheblichen Unsicherheiten einerseits, und dem hohen Arbeitsaufwand andererseits - wurde die entwickelte Methodik in dieser Form im Hinblick auf ihre **Praxisrelevanz,** die **Einfachheit der Anwendung** und die **Akzeptabilität durch politische Entscheidungsträger** durch das Projektteam als beschränkt einsetzbar eingestuft.

Die Situation im Hinblick auf Daten- und Informationslücken ließe sich durch angepasste, speziell auf diesen Zweck zugeschnittene **Forschungsvorhaben** verbessern. Hier ist darüber hinaus auch wünschenswert, dass Sozio-Ökonomen in der naturwissenschaftlichen Grundlagenforschung (zu ökosystemaren Zusammenhängen in marinen Ökosystemen) hinzugezogen werden, um die Verwendbarkeit der in solchen Projekten generierten Erkenntnisse in sozio-ökonomischen Analysen verbessern zu können.

Für die im Rahmen des vorliegenden Projektes als "Endprodukt" zu erstellende **Handlungsanleitung** sind auf Grundlage der gewonnenen Einsichten folgende konkrete Empfehlungen gegeben und in die Handlungsanleitung aufgenommen worden:

- **Zur Verringerung der Unsicherheiten**: Keine oder sehr eingeschränkte Verwendung von Zahlungsbereitschaftsanalysen zur Herleitung von Nutzen, mit Ausnahme von auf den speziellen Verwendungszweck zugeschnittenen Studien (wie z. B. Meyerhoff/Angeli 2012[18]).
- Bei der Quantifizierung/Monetarisierung von ökonomischen Nutzen stattdessen Verwendung von Schadenskosten (oder Marktpreisen) als Ausgangsdaten.
- **Zur Verringerung des Arbeitsaufwandes**: Vorbereitung einer spezialisierten Datenbank zur Bestimmung der von Meeresschutzmaßnahmen profitierenden Personen/Unternehmen/Anlagen bzw. ein klares Aufzeigen der für eine Übertragung der ermittelten Werte auf deutsche Verhältnisse notwendigen Daten/Informationen.

Es wird erwartet, dass diese **Veränderungen am methodischen Vorgehen** die Akzeptanz der Handlungsanleitung durch politische Entscheidungsträger aufgrund der Verringerung von Arbeitsaufwand und Unsicherheit erheblich steigern würden.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass eine zu einseitig auf die Monetarisierung jeden ökonomischen Nutzens ausgerichtete Herangehensweise an Kosten-Nutzen Analysen im Prozess der MSRL-Implementierung als nicht durchführbar angesehen werden muss. Zu groß sind einerseits der Arbeitsaufwand, andererseits aber auch die Unsicherheiten, die die Verwendung solcherart generierter Ergebnisse im politischen Entscheidungsprozess sehr zweifelhaft erscheinen lassen. Es wird an dieser Stelle daher empfohlen, grundsätzlich deutlich zwischen belastbarer und nicht-belastbarer Datengrundlage zu unterscheiden, und nur erstere als Basis für die Generierung monetärer Werte zu nutzen. Nutzen, die nur über nicht-belastbare Daten quantifiziert werden könnten, sollten eher qualitativ beschrieben und bewertet, und in einer entsprechenden Entscheidungsfindungsmatrix (wie einer Multi-Kriterien Analyse) mit quantifizierten Werten zusammengebracht werden.

[18] Siehe Kapitel 7.

II. Summary

II.1 Introduction and project overview

In June 2008, the Marine Strategy Framework Directive (2008/56/EC - MSFD) of the European Parliament and of the Council was published. This Directive obliges the EU Member States to achieve or maintain "Good Environmental Status" (GES) in their marine environments by 2020 at the latest. It establishes a framework for community action in the field of marine environmental policy, expanding the EU Water Policy to encompass all European waters. At the same time, the MSFD represents the environmental pillar of the integrated EU maritime policy ("Blue book").

For the purpose of achieving or maintaining GES, marine strategies containing programs of measures shall be developed and implemented in order to protect and preserve the marine environment, prevent its deterioration or, where practicable, restore marine ecosystems in areas where they have been adversely affected. Prior to implementing such measures, however, the MSFD requires the Member States to conduct Impact Assessments, including Cost-Benefit-Analyses (CBA). In this context, the economic estimation of (environmental) benefits is highly important - and challenging. Theoretical concepts for conducting such economic estimations exist in abundance. The lack of quantifiable data, however, results in the necessity of combining quantitative and qualitative information (e.g. through multi-criteria analysis). To give more political weight to economic estimations of environmental benefits, further development of methodologies and a reliable data base are necessary.

In this context, the German Federal Environment Agency´s contract "*Methodologies regarding Economic and Social Analyses and Impact Assessments of Measures including Cost-Benefit-Analyses in the context of the Marine strategy framework Directive*" has a double objective: first, to generate information about the economic benefits associated with marine protection measures. And secondly, to develop a methodology to quantify the benefits of such measures in order to include these into a CBA, in a practical and understandable way.

The project adhered to the following work process:

In the first two steps, a methodological framework was developed (Project Modules 1 and 2), based on interviews with MSFD experts and policy makers from selected EU Member States and an analysis of the relevant processes on EU level (i.e. the Common Implementation Strategy/CIS process), as well as international research projects focusing on a practical application of the results. The framework provided operational and sound methodological guidance for proceeding with the next project steps, customized to German marine waters.

Based upon the methodological framework and guidance, the following third step incorporated the design of a concept for systematically analyzing and categorizing the benefits of marine protection measures into a CBA. This concept consists of a quantity structure to describe the relation between ecological improvements and resulting economic benefits (Project Module 3a). In addition, the concept consists of information about monetizing these benefits, and about alternative procedures, if no quantitative information is available (Project Module 3b).

At a stakeholder-workshop with international attendance, these preliminary results were presented to and discussed with experts and stakeholders from the fields of science and policy.

The chosen methodology and planned next steps were generally regarded positively. Furthermore, policy makers made clear that accessibility of the methodology and transparency with regard to uncertainties will be highly important for a later application of the project´s results, in the context of choosing measures and analyzing these via cost-benefit analysis.

Following the stakeholder-workshop, the developed methodology was tested in two separate case studies (Project Modules 4a and 4b), treating selected pressures according to Annex III, Table 2 MSFD. The objective of the testing was twofold: first, the case studies were to quantify the economic benefits of reduced pressures on the environment as far as possible, using available data and testing the limits of quantification with present data availability. Second, the developed methodology had to be applied and tested in the case studies, in order to gain insight into difficulties and elaborate proposals for improving the concept. Additionally, data gaps and research needs were identified. For the cases studies, the pressures "Marine Litter" (in the North Sea) and "Eutrophication" (in the Baltic Sea) were selected.

Thus, the case studies supported the final and fifth step of the project, which is the preparation of a "Practitioner´s Guidebook" for quantifying economic benefits of marine protection measures in the context of MSFD implementation.

The following flow chart visualizes the project´s key steps.

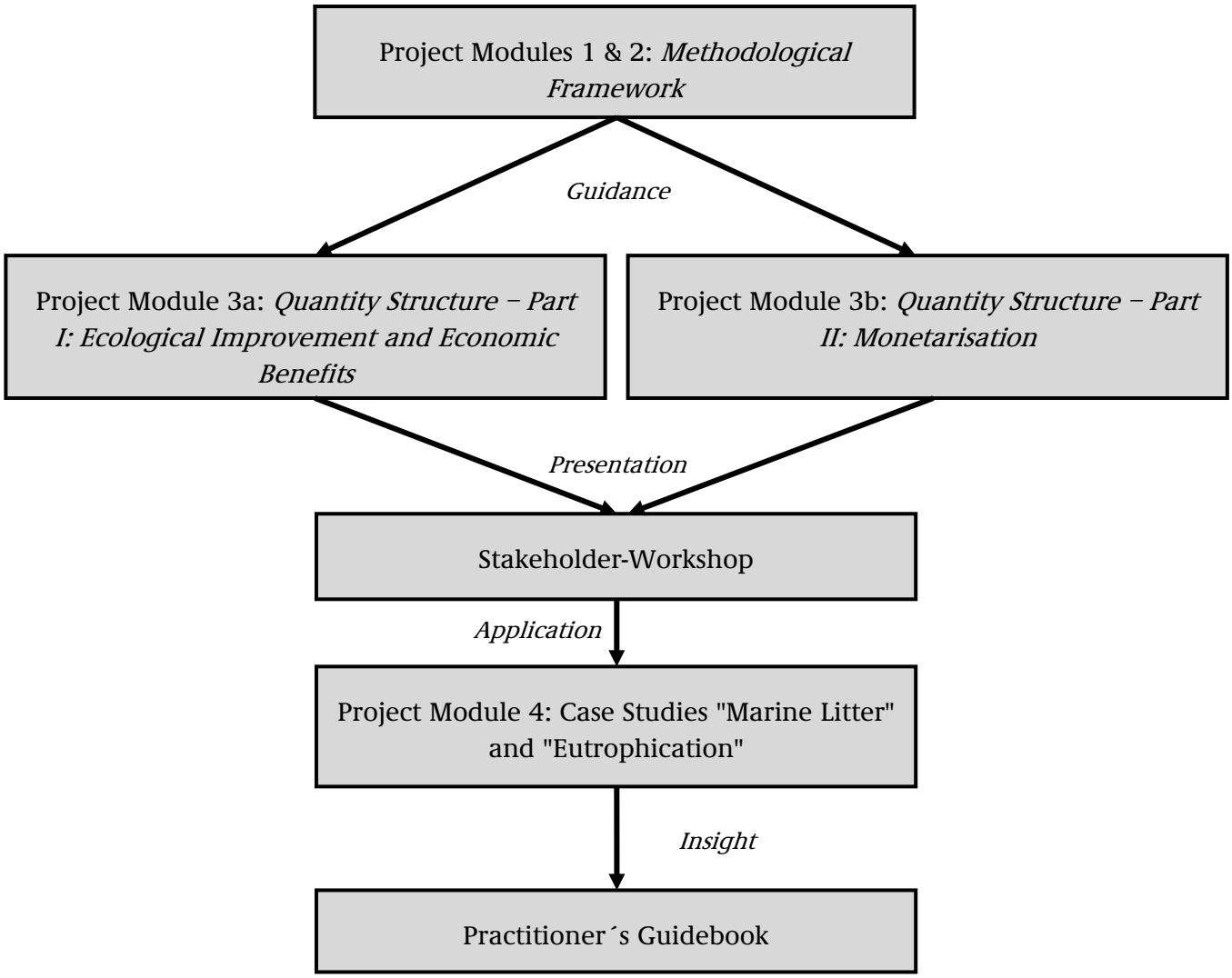


Figure 1: Flow Chart

Additionally, in the context of the project, a contingent valuation study was performed, eliciting people's willingness-to-pay for a reduction of the Baltic Sea's eutrophication. The results of the survey were used in one of the case studies, and contributed to the ongoing work of the research network BalticSTERN (Meyerhoff/Angeli 2012).

The present project summary contains short overviews of the various project steps, concentrating on processes and results.

II.2 Project Modules 1 and 2: Methodological Framework

II.2.1 Objective

Project Modules 1 and 2 aimed at analyzing the regulatory and practical information available, regarding CBA and the quantification of benefits in the context of MSFD implementation, and also, based upon the acquired information, at developing guidance and a methodological framework for the further steps of the project.

II.2.2 Background

Due to the lack of experience with the application of CBA in policy making in Germany, and because of the obligation of the MSFD to regionally coordinate the steps towards full implementation and GES, an analysis of experience existing in other Member States was considered crucial for the first steps of the project. Especially important was the examination of the different approaches to quantify benefits , as the methodology employed greatly impacts the results of such assessments (and, therefore, could potentially lead to very divergent results in the process of selecting measures).

II.2.3 Practical Approach

As described above, the following approach was developed based upon an analysis of relevant documents and literature, and several interviews with experts and policy makers from selected Member States.

The most important documents analyzed are:

- WG ESA (2010): Economic and social analysis for the initial assessment for the MSFD: A Guidance Document - a legally non-binding Document – Draft December. 2010[19].
- German Initial Assessment: Marggraf et al. (2011)[20] (first project report of the research project "Initial Assessment"; February 2011).
- EFTEC/ENVECO (2010): OSPAR Regional Economic and Social Assessment for the Marine Strategy Framework Directive – draft works specification[21].
- SEPA (2008): The economic value of ecosystem services provided by the Baltic Sea and Skagerrak. Existing information and gaps of knowledge. Report 5874[22].

---

[19] Final Version (Dec. 2010) to be found at:
http://circa.europa.eu/Members/irc/env/marine/library?l=/implementation_coordinat/economic_analysis/3-legal_documents/assessment_documentpdf/_EN_1.0_&a=d.

[20] Final Version (in German) to be found at:
http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/downloads/meere/gutachten_zur_erstellung_der_oekonomischen_anfangsbewertung.pdf

Final Versions separately for the North and Baltic Seas (in German) to be found at:
http://www.meeresschutz.info/index.php/berichte.html.

[21] Final Version to be found at: http://sciencesearch.defra.gov.uk/Document.aspx?Document=me5103_9927_FRP.pdf.

- United Kingdom: DEFRA (2009): Scoping Study for Elements of the Marine Strategy Framework Directive -Impact Assessment Evidence Base[23].
- France: Agence des aires marines protégées/Ifremer (2010): Évaluation Initiale Volet Analyse économique et sociale Guide technique en vue de la réalisation des projets d'analyse[24].
- Netherlands: Rob van der Veeren (2009): Economische analyse van het gebruik van de Noordzee[25].
- European Commission, DG Environment (2010): Scoping study on the requirements for economic assessment in the Marine Strategy Framework Directive - Final report[26].

Expert interviews were conducted with policy makers from France (*Ministère de l'Écologie, du Développement durable, des Transports et du Logement und French Marine Protected Areas Agency*), United Kingdom (*DEFRA, ABPMER*), Finland (*MTT Economic Research, Agrifood Research Finland*), Netherlands (*Rijkswaterstaat*) and Sweden Schweden (*Swedish Environmental Protection Agency*).

The topics in question were approached according to semi-structured interviews, with the following project-relevant results:

- For the drafting of the quantity structure to categorize economic benefits, the recommendations of the EU CIS Working Group "Economic and Social Analysis" (WG ESA) were in many cases adopted, thus utilizing the concept of Total Economic Value (TEV). This concept is also widely recognized by the questioned policy makers and is included in the German Initial Assessment. Therefore, the work of the present project is based on the ecosystem services approach and uses the TEV framework to categorize economic benefits of measures, including non-use values.
- The quantity structure (chapter 3) presents an overview of pressures and impacts, and elaborates on the interconnectivity between ecological improvements and the resulting benefits.
- Because of the generally insufficient data availability, and the difficulty in acquiring and/or using data from other countries or regions, the quantity structure focuses solely on German marine waters.
- Inspite of the coverage of coastal waters by the WFD, such waters are to be included into the present methodology, as many benefits of marine protection measures are achieved in such waters. Additionally, benefits realized in other marine regions or other Member States´ waters are excluded from the analysis.

---

[22] To be found at: http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-5874-6.pdf.

[23] To be found at: http://randd.defra.gov.uk/Document.aspx?Document=ME5101_9114_FRP.pdf.

[24] To be found at: http://wwz.ifremer.fr/dcsmm/content/download/38683/528616/file/Guide%20technique%20PI.pdf.

[25] To be found at: http://www.noordzeeloket.nl/krm/stand_van_zaken/nationaal_traject/Economische_analyses_2010.

[26] To be found at: http://ec.europa.eu/environment/enveco/studies.htm.

- The same is true for (additional) benefits that are created by land-based measures in addition to the improvement of the marine environment. Nevertheless, if such benefits evolve, they will be marked as additional benefits and described qualitatively.
- Because of limited data availability and high uncertainties surrounding the complex processes of marine ecosystems, interactions between various pressures and impacts are not considered in the development of the quantity structure. Such interactions are, nevertheless, described qualitatively, if information is available.
- The benefitting sectors of the economy are categorized according to the sectors listed in the German Initial Assessment (see above). To be able to also depict benefits created in non-economic sectors (i.e. the society) - non-use values such as altruistic and aesthetic values - the additional sector "society" has been added.
- The changes in economic benefits through measures that evolve in the different sectors are classified into primary and secondary benefits. Primary benefits describe benefits that are realized directly in one of the economic or societal sectors of the German Initial Assessment. These will be depicted quantitatively, as far as possible. Secondary benefits (Co-Benefits) are created in functionally connected sectors or companies, e.g. in suppliers, and will be excluded from the quantity structure for the reason of greater accessibility and simplicity. Such co-benefits will be described qualitatively, as far as possible.
- In the project, the discount rates of the German Environment Agency´s guidance for the evaluation of environmental impacts ("Methodenkonvention"[27]) will be used exclusively.
- As a time-frame for the assessment of economic benefits of measures, the "technical[28]" life cycle of the measure will be used, as is generally done in cost-benefit assessments. In the case of measures where this approach is not feasible (e.g. legislative changes without a time frame associated to them), time scale and discount rates will be chosen on an individual basis.
- The use of cost- and price-based approaches to monetize benefits (such as the replacement cost method) will be scrutinized in the course of the project, as general methodological difficulties exist in using results of such studies based on these approaches in a CBA. When possible or necessary, such methods will be used as proxy (auxiliary quantity), or as alternative data if no other information is available (data category c: see chapters 4 and 5).

Beside the documents and literature sources listed above, existing studies aimed at the evaluation of benefits were collected and analyzed. The relevant studies were categorized and summarized, and transferred to a data base that was created according to the recommendations of the "Methodenkonvention" (see above). This work took place throughout the project.

---

[27] Final Version (in German) to be found at: http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3193.pdf.

[28] "Technical" in the case of regulatory legislation means the legislative life time of such regulatory instruments (e.g. the time scale of a legislative regulation, or the legislative guaranteed financing period for supporting measures etc.).

The methodological framework described in this chapter formed the basis for the upcoming project steps, namely the development of the quantity structure (chapter 3) and the case studies (chapters 4 and 5).

II.3 Project Module 3a - Quantity Structure Part I: Ecological Improvement and Economic Benefits

II.3.1 Objective

The pressures and impacts according to Annex III, Table 2 MSFD formed the basis from which the quantity structure was developed. These pressures and impacts are to be reduced by marine protection measures in order to reach GES. These marine protection measures, in turn, shall be assessed by cost-benefit analyses prior to their implementation. While the determination of the cost-side of measures is comparably straightforward - which does not mean that such an undertaking is easy - information regarding the effects of measures on environmental benefits is usually lacking. Such effects can be manifold, and the identification of all possible benefit categories affected is therefore a crucial first step.

The objective of the *Project Module 3a - Quantity Structure* was, accordingly, to devise a structure that can be used to identify and classify all benefits of reduced pressures into a comprehensive and practical structure. This serves to visualize the "overall benefits" of a reduction of a certain pressure on the one hand, and on the other hand, helps to evaluate the individual benefits. The quantity structure therefore represents the basis for the following project steps, i.e. the monetarisation of benefits and the case studies.

II.3.2 Conceptual Background

The design of the quantity structure is principally based on the concept of "Total Economic Value" (TEV), as this framework easily allows for a practical categorization of all possible benefits. The TEV sums up all components of the economic benefits of the reduction of a given pressure/impact, and is widely recognized as a good approach for the purpose of economic evaluation of ecosystem goods and services (EGS). The framework is intrinsically anthropocentric, putting an emphasis on the value of EGS for human consumption and usage - meaning also that the value of such EGS increases with the increasing benefits derived for humans[29]. The classification of the benefits into different benefit categories under the TEV framework allows for an easy completeness check.

The TEV framework classifies the total economic value into use and non-use values (Pearce/Turner 1990; UBA 2007). The use values of ecosystem goods and services are further divided into direct consumptive values (e.g. the consumption of fish and other marine "products") and direct non-consumptive values (e.g. "use" of a landscape for recreation or the use of waterways for transportation), as well as indirect use values (e.g. the natural purification of drinking water or the biological decomposition of waste) and option values (i.e. the potential use of EGS in the future).

The non-use values are classified into existence values, altruistic and heritage values (see figure 2, depicting the various benefit categories of the TEV).

[29] In this context, the expression "benefit" encompasses also human well-being and satisfaction; in this sense, a reduction in environmental pressures (i.e. an increase in environmental quality) results in higher benefits through increased well-being and contentment.

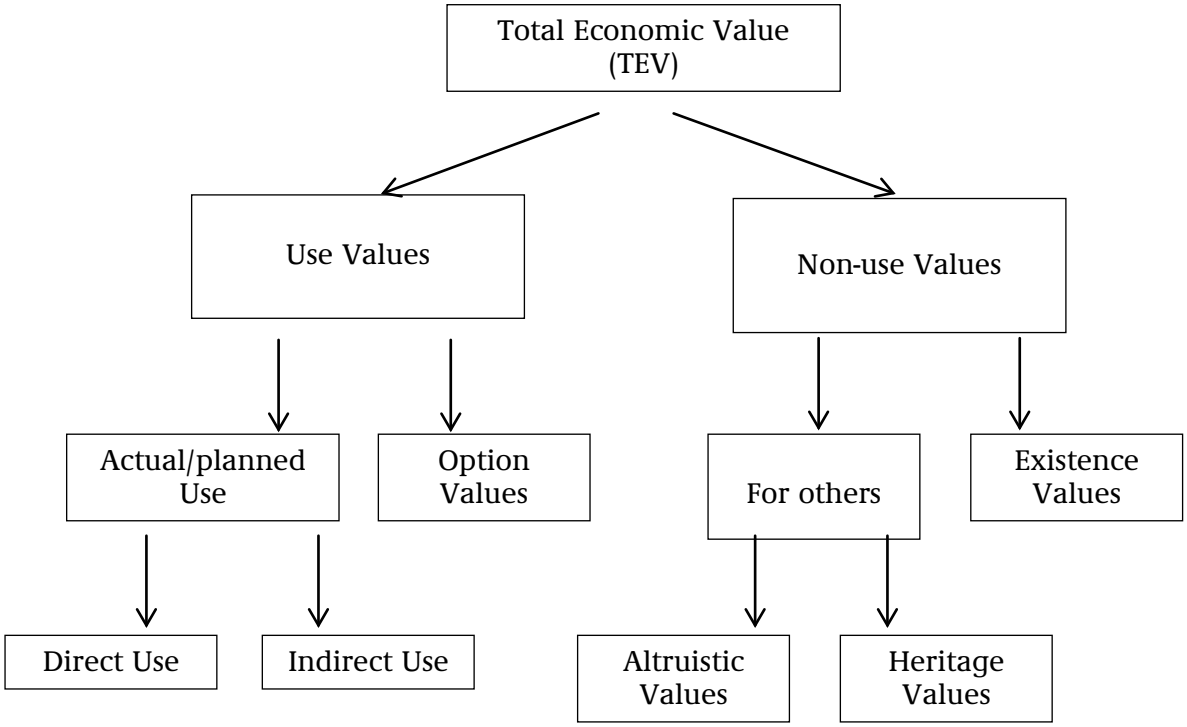


Figure 2: Concept of the Total Economic Value (TEV)

Besides the TEV framework, the understanding and categorization of EGS of the Millennium Ecosystem Assessment (MEA) was also used in developing the quantity structure. The MEA classifies EGS into four main categories: provisioning services, regulating and supporting services, and cultural services (MEA 2005).

Contrary to the TEV framework, the MEA specifically aims at depicting the complex interactions between ecosystems and human activities. The two concepts, however, complement one another and can be utilized together. The regulating services according to the MEA, for example, can be classified as indirect use values and option values of the TEV. The provisioning and cultural services (MEA classification) mainly fall under the TEV category "direct use values", or non-use values in the case of some cultural services. Supporting services, however, are included in the TEV only because of their importance in providing other ecosystem services (Defra 2007). The following table 1 provided an overview of the ecosystem goods and services provided by marine ecosystems.

Table 1: Ecosystem Goods and Services provided by marine ecosystems

Provisioning Services	**Regulating Services**
Provision of food	Gas- and climate regulation
Provision of genetic resources and medicine	Protection against floods and storms
Provision of energy (wind, tidal energy, waves)	Protection against erosion
Provision of other renewable resources for other purposes (jewelry, souvenirs etc.)	Decomposition of waste and contamination
Provision of non-renewable resources	
Provision of transport routes	
Cultural Services	**Supporting Services**
Recreation and tourism	Primary production
Aesthetics and amenities	Nutrient cycle
Cultural heritage and identity	Ecosystem stability and resilience
Spiritual and religious values	Habitats
Research and teaching	Food webs
	Biodiversity

Source: Bertram/Rehdanz (2012). The classification of EGS follows the classifications developed by Turner et al. (2010) and Arcadis Belgium (2010).

It is necessary to clarify that ecosystem goods and services are not equal to the benefits derived from them. Benefits, in this sense, are created through human use , generally by combining several EGS (e.g. several supporting services to use fertile soil for agriculture). On the basis of Boyd/Banzhaf (2007), Fisher et al. (2009) propose to understand ecosystem goods and services as aspects of an ecosystem, that are used actively or passively to generate human well-being. EGS are, therefore, ecological phenomena incorporating ecological structures and processes, at the point where these are actually used by humans. Therefore, according to this understanding, EGS establish the connection between physical systems (i.e. ecosystems) and human well-being (Boyd/Banzhaf 2007; Fisher et al. 2009).

Such theoretical considerations are useful in the context of developing the quantity structure, as they help to avoid double counting of benefits. For example, it is possible that the same EGS or a combination thereof contribute to several different benefit categories: the reduction of nutrient input and eutrophication reduces the risk of toxic algal bloom, with positive effects on both recreation and tourism, as well as human health. These two different increases in benefits can be added without methodological difficulties. Double counting, however, can occur when the ecosystem goods and services of several ecosystems are quantified separately and aggregated without considering whether or how the EGS influence each other. If increases in benefits are exclusive to one another, they cannot be summed up and aggregated into a single value (Turner et al. 2008).

II.3.3 Practical Approach

Step 1: Definition and summary of pressure reductions

The pressures and impacts according to Annex III, table 2 MSFD formed the basis from which the pressure reductions were assessed. During the analysis of the interconnections between pressures reduction on the one hand, and resulting ecological improvements and benefits on the other, however, it turned out that several pressures have very similar impacts on the marine environment (at least according to the reduced complexity level of this current analysis). To avoid unnecessary repetitions and to increase overall readability, these have been treated together[30].

Step 2: Analysis of the bio-physical impacts of measures to reduce pressures

The next step involved the analysis of the actual biophysical effects of a reduction of pressures in the environment. To this end, the individual pressures (or a package of pressures - see above) were defined and the most important contributors to the pressures identified. For example, marine litter is defined, according to the European Commission (2011) as "... *any persistent, manufactured or processed solid material discarded, disposed of or abandoned in the marine and coastal environment. It consists of items that have been made or used by people and deliberately discarded or unintentionally lost into the sea and on beaches, including such materials transported into the marine environment from land by rivers, draining or sewage systems or winds. For example, marine litter consists of plastics, wood, metals, glass, rubber, clothing or paper*".

The main contributors to his pressure are the economic sectors shipping, fisheries, the tourism industry and industrial activities along the cost and on the open sea (offshore platforms). Additionally, litter reaches marine waters from land-based activities (via rivers) (Fleet et al. 2009; Marggraf et al. 2011).

Subsequently, the changes in biological, physical and chemical structures, processes and functions due to pressure reductions were described in general, both through a qualitative textual description, as well as visually through a flow chart (for selected pressures). Afterwards, the changes in EGS provision resulting from such ecological improvements were analyzed and classified (according to the TEV framework). Additionally, the different pressures were assessed separately for the North and Baltic Seas with regard to their relevance, life time and domain, and with regard to the uncertainties involved. Also, interdependencies between various pressures were described and attached as an annex in tabular form to the Project Module 3-Report.

Step 3: Identification of societal benefits of pressure reductions

The illustration of the effects of pressure reductions in the environment on environmental quality and ecosystem services provision forms the base for identifying and analyzing the

[30] Table 3.1.1 in the report to Project Module 3a lists these pressures and states where the respective pressures are covered in the report.

benefit categories affected by these environmental changes. All TEV-categories were assessed, including direct and indirect use values, as well as option and non-use values. For each pressure, the benefits of a reduction were examined individually and described verbally as well as in the form of a more illustrative table. This quantity structure served as the basis for the evaluation of changes to the TEV categories through pressure reductions.

The resulting benefits were then attributed to different economic sectors and societal groups (the "profiting sectors"). These sectors were defined according to classification systems used in available marine-focused evaluation studies (e.g. Loureiro et al. 2006), in assessments of economic losses through marine pressures and impacts (e.g. Mouat et al. 2010), and in accordance with the reports of the MSFD-CIS Working Group ESA and the German working group responsible for the working on the MSFD-Initial Assessment.

Direct and indirect use values are usually easily attributed to a specific sector. Non-use values, however, whose benefits are not necessarily realized in an economic sector but benefit society as a whole, are more difficult to attribute. To accommodate for this, an additional "sector" was introduced: "society". In the following table 2, the affected economic sectors and the "sector" society are shortly defined and described, and brought together with the respective TEV categories. Sectors which are affected negatively by measures, e.g. some forms of marine technologies affected through regulations or legal obligations, are not included in the table, as the focus of the project lies exclusively on the benefit side of measures. For a more detailed assessment and description of these sectors, see Marggraf et al. (2011).

Table 2: Definition of profiting economic and societal sectors

Sector/Area	Description	TEV categories
Fisheries	Commercial fisheries, including coastal and small-scale fisheries.	Direct use values (consumptive) and option values
Angling	Fishery for recreational or sport purposes.	
Aquaculture	Captive breeding of marine animals in or close to their natural habitats, usually with a commercial purpose.	
Tourism	Visitors staying at least one night at the destination:	Direct use values (non-consumptive) and option values
Recreation	Visitors (both locals and from other regions) staying for one single day maximum (without an overnight stay).	
Shipping	Ships and other marine vessels utilizing marine sea lanes and the open sea, especially professional shipping and harbors and marinas.	
Industry	Industrial facilities and power plants along the coast, as well as offshore wind power and tidal power plants.	
Health	Acute and chronic diseases and health risks associated with contaminated sea food or water.	Indirect use values and option values
Agriculture	Agricultural activities including animal husbandry near the coast.	
Society	All benefits not realized in a specific economic sector are attributed to the society as a whole (no direct or future direct use).	Non-use values and options values

The definition of sectors was done according to EC (2010), BSH (2010), Arcadis Belgium (2010), Loureiro et al. (2006), Zylicz et al. (1995), Turner et al. (1999) and Mouat et al. (2010).

Step 4: Identification of sectors for which negative impacts can be expected

Pressure reductions can usually be achieved only through measures that in some way regulate or inhibit the activities responsible for the pressure at hand. Hence, "negative benefits" - i.e. "costs" - can arise in certain affected economic sectors. The project´s focus was on the (positive) benefit side of measures, and not on the cost side. Nevertheless, a short description of the negative effects of measures, and the affected sectors, was included in the project module 3a report. Again, more details and background to the economic sectors and the affiliated activities can be found in Marggraf et al. (2011).

Step 5: Description of possible secondary effects

Beside the directly affected economic and societal sectors (section 2.3.1of the project module 3a report), other sectors which are functionally connected to these primarily affected sectors might be impacted through the effects of measures as well. These impacts are described in the project as "secondary effects", and are included for the sake of completeness (see project module 3a report, section 6).

The description of the secondary effects, however, is just a partial analysis. This means that although negative effects can be created in individual sectors (e.g. through the closing of facilities and loss of jobs), these negative effects do not necessarily translate to macro-economic losses. For example, it is possible that jobs lost are just transferred to another region or sector - if this region or sector is not covered by this analysis, the benefit connected to the new jobs is also not covered. Summarizing this: the analysis of the secondary effects of pressure reductions on economic sectors is a regional or sector-specific analysis and does not necessarily cover the macro-economic impacts.

Step 6: Description and visualization of the benefits of measures through a common quantity structure

The principal result of the project module 3a is the description and visualization of the economic and societal sectors positively affected by reductions of certain pressures, as well as the assignment of TEV value categories to the individual sectors. After identifying and describing these for each pressures separately in step 3 (see above), the project finally involved a visualization of the benefits, profiting sectors and pressures in a single, common quantity structure (table 3).

A checkmark in the respective cell of the table indicates that benefits in this economic or societal sector can be expected, through the reduction of the respective pressure. A checkmark in (brackets) illustrates that, while the respective reduction of the pressure has potentially positive effects, these are, at the same time, dependent on either the importance of the pressure, or whether a reduction of the pressure is actually perceptible to humans or not (e.g. in the case of reduced "physical loss - sealing" and its effects on tourism).

This first overview of possible benefits and profiting sectors clearly shows that both recreational (and commercial fishing activities are positively affected by reductions of almost all pressures. The same is true - but to a slightly lesser degree - for tourism and recreation. All pressure reductions positively affect non-use and option values.

Table 3: Benefits of pressure reductions (common quantity structure)

Pressure		Use Values										Non-use values
		Direct use values (consumptive)			Direct use values (non-consumptive)				Indirect use values		Option values	Altruistic/existence/heritage values
		Fisheries	Angling	Aquaculture	Tourism	Recreation	Shipping	Industry	Health	Agriculture	All affected sectors	Society
Physical Loss	Smothering / Sealing	✓	✓		(✓)	(✓)					✓	✓
Physical Damage	Siltation	(✓)	(✓)				✓				✓	✓
	Abrasion	✓	✓								✓	✓
	Selective Extraction	✓	✓		(✓)	(✓)					✓	✓
Other physical disturbance	Underwater noise	✓	✓		✓	✓					✓	✓
	Marine litter	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Interference with hydrological processes	Thermal regime	(✓)	(✓)	(✓)							(✓)	✓
	Salinity regime											✓
Contamination through hazardous substances	Synthetic compounds / Non-synthetic substances (Oil) / Radio-nuclides	✓	✓	✓	✓	✓			✓		✓	✓
Systematic and/or intentional release of substances	Introduction of other substances (solid, liquid, gaseous)	✓	✓	✓	✓	✓			✓		✓	✓
Nutrient and	Fertilizers	✓	✓	✓	✓	✓			✓		✓	✓

organic matter enrichment	Organic matter											
Biological disturbances	Microbial pathogens	✓	✓	✓	✓	✓			✓		✓	✓
	Invasive species	✓	✓				✓		✓		✓	✓
	Fisheries	✓	✓		✓	✓					✓	✓

Source: own illustration.

II.4 Project Module 3b - Quantity Structure Part II: Monetarisation

II.4.1 Objective

The objective of project module 3b was to identify and further develop methodologies and evaluation studies to facilitate the quantification of the benefits analyzed in project module 3a. The work done in module 3b was therefore based on the quantity structure (see chapter 3) that brought together pressure reductions, expected benefits and the profiting sectors. Additionally, this module was based on and further elaborated by the database of available evaluation studies created in project modules 1 and 2.

II.4.2 Practical Approach

The practical approach followed in this project module is illustrated in figure 3, and described in more detail throughout the chapter.

The first step (Step A) consists of the identification and analysis of evaluation studies suitable for application in the project´s context, and sums up the relevant contents and parameters of the studies, so that a possible user of the methodology can easily reconstruct the background and original values used and generated in the respective study.

These evaluation studies and the values determined therein were then classified into four categories, which reflect the reliability of the values generated (based on the recommended priotization of their utilization):

- Category a: values based on market prices OR avoided damages OR contingent valuation studies conducted in the German North or Baltic Sea;
- Category b: values based on evaluation studies from other regions, that were transferred to the conditions in Germany via a "Benefit Transfer";
- Category c: Values generated by applying avoidance costs or costs of recovery; and
- Category d: no quantitative values available; instead, qualitative descriptions of the benefits is preferable.

If the studies available were suitable for application in the context of this project, the monetary values were attributed to the respective benefit categories and economic sectors identified in the quantity structure (Step B).

Example Step B:

In a given contingent valuation study, residents are asked about their willingness-to-pay for improving the bathing water quality of local water bodies. The values generated are attributed to the benefit category "recreation", as only residents were asked.

The following steps B1-B2 served to adapt the values to a reference value and their conversion to a per-unit value (Step B1), as well as to adjust them to the present-day German income and price levels (Step B2). The adjustment of income and price levels was done by calculating the differences of the gross domestic product per capita (adjusted by the income elasticity of the generated values, i.e. the willingness-to-pay) and of the purchasing power in the respective countries.

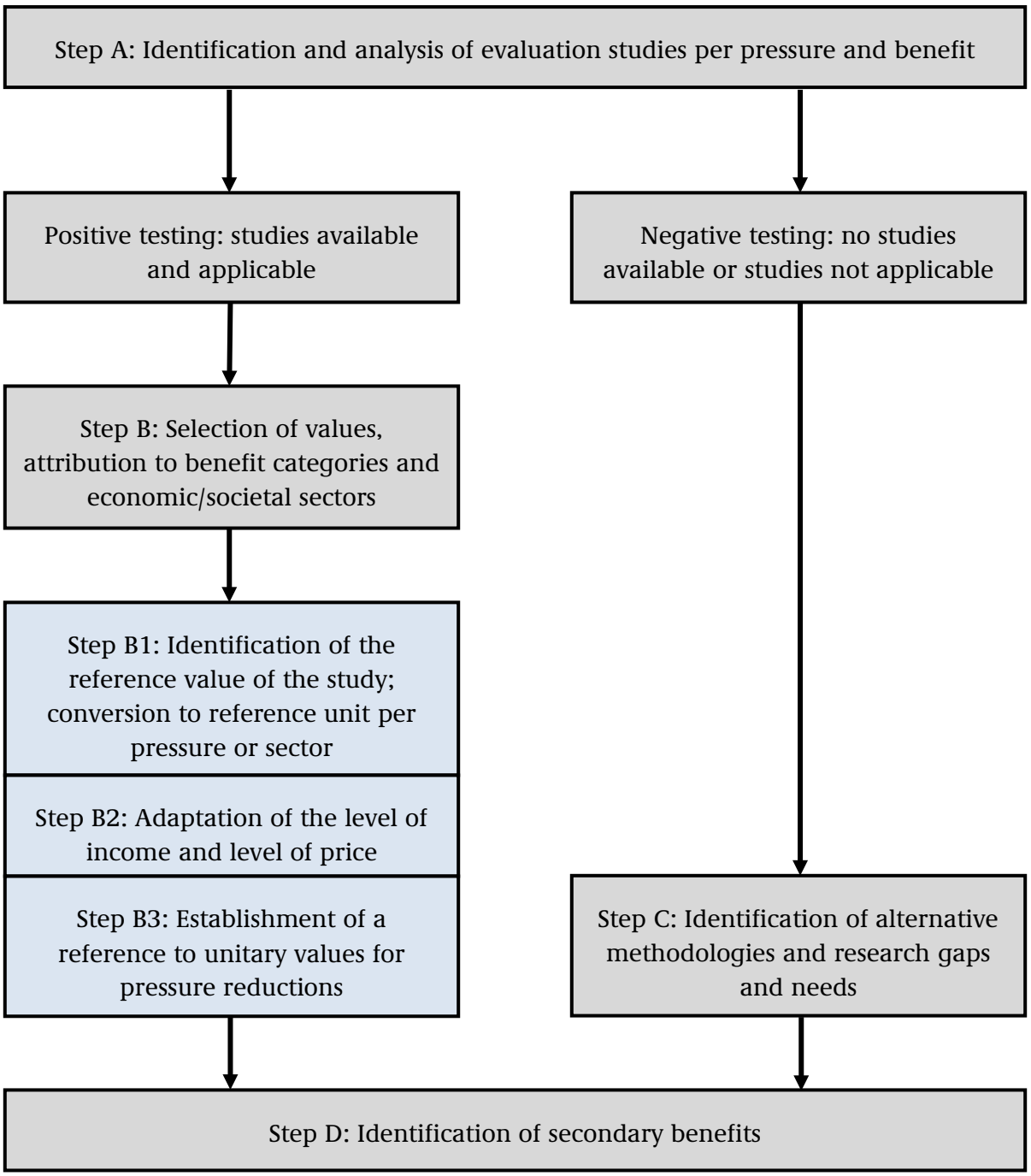


Figure 3: Practical approach of project module 3b

Example Step B1:

Tourists' willingness-to-pay for a clean beach in France was ascertained to be 4 EUR_{2000} per visit. It is assumed that a tourist visits the area once a year, to stay for an average of seven days. Additionally, it is assumed that of these seven days, five are spent on the beach (one visit per day on the beach). Therefore, a willingness-to-pay of 20 EUR_{2000} per visitor per year is calculated.

Example Step B2:

The same willingness-to-pay - 20 EUR_{2000} per visitor per year - is adjusted to German price and income levels, resulting in a final WTP of 26,11 EUR_{2010} per visitor per year.

In the next step (Step B3), the values generated in this way were referred to the respective pressure, to generate values per unit of pressure. This step was the most complex step of project module 3b, and the one with the highest inherent uncertainties.

Example Step B3:

The pressure "Biological disturbances - introduction of microbial pathogens" impacts - among others - human health, through possible contamination of bathing waters or seafood. Mourato et al. (2003) ascertained the willingness-to-pay of British households to reduce the risk of infections with gastroenteritis (stomach upset) through bathing in contaminated water to range from 2.7% to 1%. The discovered WTP was 1.1 - 2 British $Pounds_{2002}$/household per year. At the same time, the World Health Organization (WHO 2003) estimated that around 200 "Colony Forming Units" (CFU) of intestinal enterococcus (IE) per 100 ml of water result in a 5% risk of catching gastroenteritis (referenced to average or good water quality: EC 2006), while around 40 FCU/100 ml water reduce the risk to 1% (referenced to excellent water quality; EC 2006).

After applying Steps B1 and B2, and assuming a) an average of five visits to marine bathing water a year, b) two persons per household (Destatis 2012) and c) a 5% risk of catching gastroenteritis, the resulting WTP amounts to 3,8 - 7 3,8-7 EUR_{2010} per person per avoided illness. Reducing the risk of catching gastroenteritis from 5% (or 200 FCU IE/100 ml) to 1% (or 40 FCU IE/100 ml), and referring the value to the reduction in FCU, the willingness-to-pay that results from this calculation is 0,02-0,04 EUR_{2010}/person per avoided FCU IE/100 ml water (equals the avoided illnesses).

For some option and non-use values, such as "improved biodiversity" as a result of increased ecosystem quality, new methods and indicators have been developed which allow for a utilization of either replacement or recovery cost approaches (values of the above mentioned category c). A significant part of the evaluation studies identified in Step A were not suitable for utilization in the context of this project. Examples include studies that evaluate not a single benefit, but a bundle of benefits created through a measure - e.g. the establishment of a marine protected area - or studies that do not contain enough information for attributing the benefit to a quantified reduction of a pressure. For some benefit categories or pressures, no evaluation studies exist at all (underwater noise is a good example for this). Nevertheless, in these cases, the benefit was described in a qualitative way (Step C).

Example Step C:

A reduction of the pressures "Physical loss - smothering/sealing" results in direct use values in the economic sectors commercial and private fishing,, tourism and recreation, and in non-use values for the general society (through option and non-use values representing a conservation and improvement of the ecosystem "sea floor").

At the time of the project work on module 3b, methodologies for either an ecological assessment of biodiversity losses on the sea floor, or the monetary evaluation of such biodiversity losses (e.g. no evaluation studies were available) did not exist. As an ecological indicator for these losses, therefore, a proxy had been used: the PDF ("potentially disappeared fraction" [of species]; Köllne 2001) approach, which is normally utilized for measuring land-based biodiversity losses. For the monetary evaluation of these losses, an average value provided in replacement cost assessments from Germany was used (Ott et al. 2006; Reumann-Schwichtenberg et al. 2011): 0.55 EUR_{2010}/m^2. This value states the cost of restoring one square

meter of damaged land (or, in this case, sea floor) to its original, undisturbed state, and is set to be equal to the benefit resulting from reduced sealing/smothering. This value, however, needs to be used with care, as equalizing restoration cost with benefit creates methodological difficulties in cost-benefit analyses.

A qualitative description of secondary effects (co-benefits), which can result in functionally connected economic sectors, was done at the end of module 3b´s practical approach, in Step D (see section 3 of the module´s report).

The presented approach is a pragmatic reaction to the significant gaps in base data (i.e. basic natural science information regarding marine ecosystems and pressures) and benefit information (i.e. missing or inadequate evaluation studies), that incorporates many uncertainties. These uncertainties are mainly due to methodological issues (i.e. benefit transfers, inherent uncertainties of evaluation studies etc.) or the previously mentioned data gaps. Some of these uncertainties are explained in more detail in sections 5 and 6 (case studies).

Regarding "lessons learned" from project module 3b, it has become clear that the data and information gaps are significant regarding the quantification of economic benefits resulting from reduced pressures. Beside the natural science data, there is a great lack of good and suitable evaluation studies for the marine environment. For some pressures - e.g. nutrients and organic matter enrichment, marine litter, contamination through hazardous substances (oil), or the introduction of microbial pathogens - a relatively wide range of studies is available, but of varying quality. Most of these, however, are not utilizable, as important information is lacking: for example, the results of a study need to be transferable, i.e. a kind of reference point is necessary to transfer the information or other regions or pressure situation. Other pressures - e.g. physical loss (an exception is the visual disturbance through wind farms), physical damage, underwater noise, interference with hydrological processes or alien species - are not covered at all by evaluation studies. For a part of the latter pressures, alternative methodologies and approaches were developed in the project in order to be able to provide monetary values (see example Step C above).

Overall, there are more studies available that evaluate direct and indirect use values, as there are for non-use and option values. These latter values, however, are the ones mostly affected by pressure reductions, and they are therefore - relatively seen - underrepresented. Because of this underrepresentation, a qualitative description of non-use value benefits is strongly recommended.

II.5 Case Study 1: Marine Litter

II.5.1 Objective

As mentioned in the introduction, the objective of the case studies was twofold: first, they were to quantify the economic benefits of reduced pressures on the environment as far as possible, using available data and testing the limits of quantification with present data availability. Secondly, the developed methodology had to be applied and tested in the case studies, in order to gain insight into the difficulties and elaborate proposals for improving the concept. Additionally, data gaps and research needs were identified. "Marine Litter in the North Sea" was selected as one of the two topics to be investigated due to its high relevance.

II.5.2 Background

The case study follows the EU commission´s definition of marine litter (European Commission 2011):

> "*... any persistent, manufactured or processed solid material discarded, disposed of or abandoned in the marine and coastal environment. It consists of items that have been made or used by people and deliberately discarded or unintentionally lost into the sea and on beaches, including such materials transported into the marine environment from land by rivers, draining or sewage systems or winds. For example, marine litter consists of plastics, wood, metals, glass, rubber, clothing or paper*".

Due to the longevity of some of the materials - complex plastic compounds mostly - and their decomposition into so-called "microplastics[31]", marine litter is a serious threat to both the marine environments and the maritime economic activities (mainly tourism, recreation shipping and fisheries).

The most significant share of marine litter in the North Sea stems most likely from the activities of the shipping and fisheries sectors (Fleet 2003, cited in UBA 2010; Herr 2009). Additional immission pathways include offshore activities like oil rigs (Fleet et al. 2009), tourism and recreational activities on the coast, and coastal industries. Also, immissions via rivers and wind are considered to be significant, although relevant data is not available (Werner 2012; Liebezeit/Dubaish 2012).

The data and information base is also insufficient regarding the amount of marine litter in the North Sea environment, and the potential measures and their effectiveness. To be able to test the developed methodology, it was therefore necessary to fill these data gap by making assumptions.

II.5.3 Practical Approach

Based on OSPAR (1995) and several assumptions, it was calculated that around 12.000 t marine litter is constantly present in the water column and on the sea floor, and that 1.058 t are washed up on the coast. Furthermore, a hypothetical bundle of measures was devised, whose quantitative reductions of marine litter were estimated to reach 20% (reduction of litter in the

[31] More information and definitions of microplastics: see Gorycka 2009.

water column and on the sea floor), respectively 40% (reduction of washed up litter). The uncertainties of these assumptions are explicitly mentioned.

In order to be able to quantify the economic benefits resulting from reductions of marine litter in the North Sea, it was necessary to include evaluation studies with sufficient information to calculate the benefits per unit of pressures reduction (i.e. t of marine litter) Such studies and data were identified and analyzed in project module 3b, and divided into four categories, which reflect the reliability of the values generated (on the recommended priotization of their utilization):

- Category a: values based on market prices OR avoided damages OR contingent valuation studies conducted in the German North or Baltic Sea;
- Category b: values based on evaluation studies from other regions, that were transferred to the conditions in Germany via a "Benefit Transfer";
- Category c: Values generated by applying avoidance costs or costs of recovery; and
- Category d: no quantitative values available; instead, qualitative descriptions of the benefits is preferable.

In the course of the case study work, the values per unit of pressure reduction calculated in module 3b were then adapted and transferred to the specific situation of the German North Sea (open water and coastal areas). To this end, it was necessary to attribute the resulting benefits to the respective "target group" (i.e. the profiting sectors: e.g. number of fishing vessels, information regarding tourism and recreation on the coast etc.). Additionally, for some pressures it was also necessary to make assumptions regarding basic "links" between a reduction of litter and resulting environmental changes (e.g. the impacts of reduced marine litter on fish stocks).

The results - i.e. the benefits resulting in each sector - deviate accordingly, relative to the quality and category of the data and studies upon which they are based. For example, the hypothetical bundle of measures results in benefits for the tourism/recreation sector (through clean beaches) amounting to 338.776.000 – 1.195.680.000 EUR_{2010} (category b data), whereas in the shipping sector, the benefits merely exceed the one million Euro mark (through less damages to propellers and equipment; data of the category a).

The following table 4 provides an overview of the results of the case study, and also lists the assumptions made in each category.

Table 4: Table of results of the case study "Marine Litter"

Benefit category	Sector	Benefit (qualitative description)	Benefit (quantitative)	Database (categories)	Assumptions
Direct use values (consumptive)	Private Fishing/ Recreational Fishing	Potentially higher fish stocks	20.400 – 51.200 EUR_{2010}/a	Category b (WTP and benefit transfer)	Link pressure - resulting benefit Number of marine anglers Quantity of litter in North Sea Link reduction - amount of benefits
	Fisheries	Pot. higher fish and mussel stocks Less contamination of catches	See shipping and fisheries below	See shipping and fisheries below	Quantity of litter in North Sea Link reduction - amount of benefits
Direct use values (non-consumptive)	Tourism and recreation	Less litter on beaches	338.776.000 – 1.195.680.000 EUR_{2010}/a	Category b (WTP and benefit transfer)	Duration and number of visits Quantity of litter in North Sea Link reduction - amount of benefits
	Aquaculture	Less damages to vessels and facilities	52.000 EUR_{2010}/a	Category a-b (damage avoided, partly adapted)	Contamination of mussel culture Quantity of litter in North Sea Link reduction - amount of benefits
	Harbors	Less damages facilities and equipment	160.000 EUR_{2010}/a	Category a-b (damage avoided, partly adapted)	Quantity of litter in North Sea Link reduction - amount of benefits
	Shipping/ Fisheries	Less damages to facilities and equipment Fewer rescue operations	1.420.000 EUR_{2010}/a	Category a-b (damage avoided, partly adapted)	Number of operations Quantity of litter in North Sea Link reduction - amount of benefits
Indirect use values	Agriculture	Less cleaning costs Less damages to facilities and equipment	68.000 – 95.000 EUR_{2010}/a	Category a (damage avoided, not adapted)	Comparability of pressure situations Quantity of litter in North Sea Link reduction - amount of benefits
Non-use values	Society	Existence of marine ecosystems Higher ecosystem quality and biodiversity	606.320.000 EUR_{2010}/a	Category b (WTP and benefit transfer)	Relevance of study results Target group (profiting group) Quantity of litter in North Sea Link reduction - amount of benefits
Option values	Society	Future use of marine ecosystems	992.160.000 EUR_{2010}/a	Category b (WTP and benefit transfer)	Target group (profiting group) Quantity of litter in North Sea Link reduction - amount of benefits
TOTAL TOTAL (excluding WTP)			Ca. 2-3 Bn. EUR_{2010}/a 1,7 M. EUR_{2010}/a	See above	See above

Source: Own illustration.

Because of the high variabilities in the case study´s results, the uncertainties of the procedure were discussed in detail in the final section of the case study report. These were especially relevant during the following steps of the procedure:

- The selection of the measures and the effectiveness of the measures.
- The use of data of the category b, namely the use of WTP-studies covering other regions than the (German) North Sea.
- The determination of necessary information through assumptions (namely the amount of litter present in the North Sea, and the links between pressure reduction - ecosystem improvement - resulting benefits).

Based upon the discussion of data and information gaps, and the uncertainties resulting from the necessary assumptions to close the gaps, the following recommendations were issued to be included in the Practitioner´s Guidebook:

- Not to use WTP-studies (or other CVM studies), or at least in a very limited way. If such studies are to be used, than it is recommended to only use surveys from Germany, customized for an utilization in the context of MSFD benefit evaluation.
- Instead, to use more studies based on assessments of avoided damages or market prices.
- To reduce the amount of research necessary to obtain specialized data (e.g. on profiting sectors), the creation of a database customized for the purpose of MSFD benefit evaluation.

II.6 Case Study 2: Eutrophication

II.6.1 Objective

As mentioned in the introduction, the objective of the case studies was twofold: first, they quantify the economic benefits of reduced pressures on the environment as far as possible, using available data and testing the limits of quantification with present data availability. Secondly, the developed methodology had to be applied and tested in the case studies, in order to gain insight into difficulties and elaborate proposals for improving the concept. Additionally, data gaps and research needs were identified. "Eutrophication in the Baltic Sea" was selected as a topic for its high urgency and relatively good data availability.

II.6.2 Background

The case study follows the EU commission´s definition of eutrophication (European Commission 1991):

"...the enrichment of waters by nutrients, especially compounds of nitrogen and/or phosphorous, causing an accelerated growth of algae and higher forms of plant life to produce and undesirable disturbance to the balance of organisms present in the water and to the quality of the water concerned."

In most parts of the Baltic Sea, significant reduction in nitrogen and/or phosphorous immissions are necessary to reduce eutrophication to the level necessary to achieve good environmental status. In the frame of the Baltic Sea Action Plan, maximum immissions were determined for the whole Baltic Sea, amounting to yearly reductions of 21 kt phosphorous and 600 kt nitrogen[32]. Based upon these overall reductions, the targets for the German emission reductions were calculated (yearly reductions of 5.620 t nitrogen and 240 t phosphorous) (Helcom 2007).

Eutrophication is mainly caused by diffuse immissions from inland-based agricultural activities, but urban and rural wastewater and treatment plants, as well as atmospheric deposition and erosion, represent significant sources as well (UBA 2010). Average yearly immissions from German sources in the years 1997-2008 amounted to 20 kt nitrogen and 500 t phosphorous (Helcom 2007; Helcom 2011).

A reduction of eutrophication levels results in less algae growth (algal blooms), and consequently in a higher available oxygen and increased degree of transparency of the water. The consequences for fish and other marine animals, however, vary: on the one hand, higher levels of available oxygen can positively affect populations of fish inhabiting the sea floor (e.g. cod). On the other hand, the reduced production of microalgae can negatively impact smaller fish species feeding on these microalgae (e.g. herring and sprat populations). Hence, a reduction in eutrophication can negatively affect associated fisheries as well. All in all, however, it can be assumed that a lesser influx of nitrogen and phosphorous generally has positive effects on fish populations and on the whole ecosystem (Bertram et al. 2012 - project module 3a/3b).

[32] An actualization of these targets is planned for autumn 2013.

Contrary to marine litter, causes for eutrophication can also be natural (although to a much lesser degree than human activities). Here, and in other procedural steps and analyses, lie some of the uncertainties involved in calculating the economic benefits of a reduction of nitrogen and phosphorous immissions, summarized by the following questions:

- Which immissions are natural, and which anthropogenic?
- How can the whole complex nutrient cycle be considered?
- How to estimate the effectiveness and life-time of measures?
- How to cope with non-linearity (i.e. the thresholds, which when exceeded, result in a collapse of the ecosystem, or the non-linearity of reductions and resulting benefits)?

To be able to test the developed methodology, it was therefore necessary to fill these data gaps by assumptions. Also, because of missing evaluation data regarding phosphorous, the case study only estimates the benefits of nitrogen reductions.

II.6.3 Practical Approach

In this case study, three scenarios were developed:

- "Basic scenario": no reductions; the calculations are based on the yearly average immissions from Germany (20 kt nitrogen).
- "Policy scenario": reductions based on the Baltic Sea Action Plan are achieved in 2021(yearly immissions of 15 kt nitrogen).
- "Delayed reduction scenario": targets are achieved at a later stage, and the scenario illustrates the "benefits lost" through such a delay. The parameters are: 50% achievement of the reduction targets until 2015, and full achievement by 2027.

Based on the WFD Programs of Measures (PoM), a hypothetical bundle of measures was developed, to achieve the targets according to the respective scenario.

To be able to quantify the economic benefits resulting from reductions of eutrophication levels in the Baltic Sea, evaluation studies with sufficient information to calculate the benefits per unit of pressures reduction (i.e. t of nitrogen) were necessary. Such studies and data was identified and analyzed in project module 3b, and classified into four categories (described above in chapters 4 and 5).

Reducing eutrophication in the Baltic Sea potentially affects commercial fisheries and recreational fishermen (direct, consumptive use values), the tourism and recreation sector (direct, non-consumptive use-values), human health (indirect use values) and the society as a whole (option and non-use values).

Based upon the above described scenarios, benefits could be quantified for the sector "recreation" (direct, non-consumptive use values) and the society (option values and non-use values). The benefits resulting in the other sectors could only be described in a qualitative way, as the evaluation studies assessing these were inadequate for this purpose. The direct, non-consumptive use values (recreation) amount to 39.948 - 419.281 EUR_{2010} per t nitrogen reduction (based on data of the categories a and b), resulting in a

yearly benefit from 217.420.574 to 2.281.968.218 EUR_{2010} (as depicted in figure 4, which illustrates the increasing value over the years for the policy and delayed reduction scenarios).

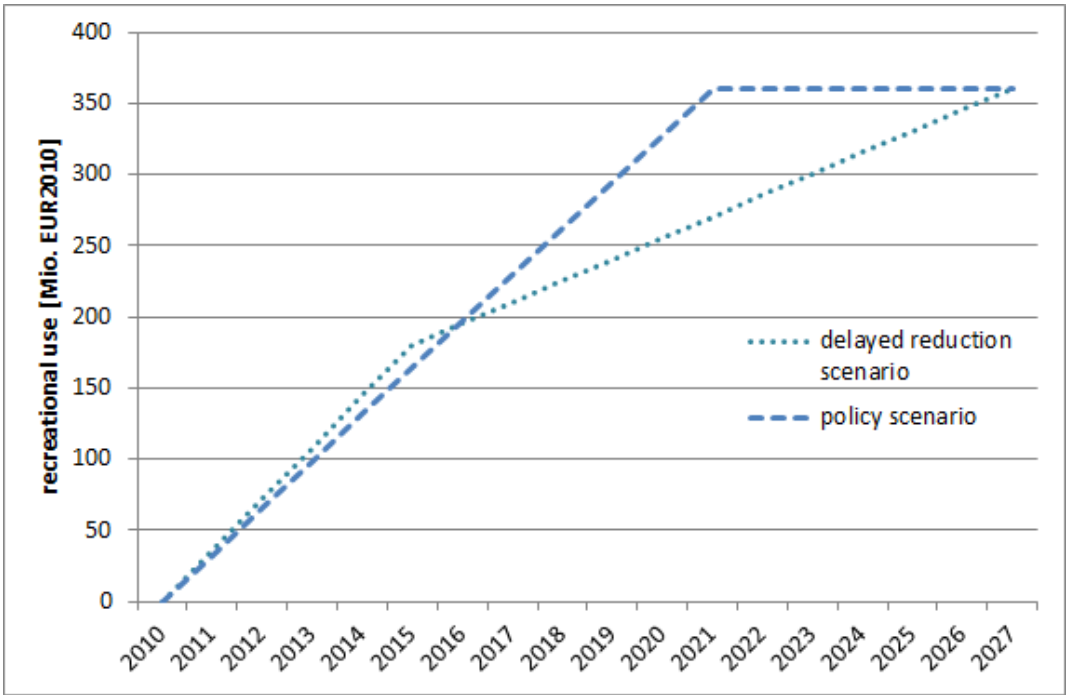


Figure 4: Benefits in recreation based upon WTP-values from Meyerhoff/Angeli (2012).

In the benefit category "option values", economic benefits ranging from 13.375 to 21.294 EUR_{2010} per t nitrogen immissions reduction were identified (based on data of the category a). From these values, a yearly benefit in option values amounting to 72.792.829 - 115.891.950 EUR_{2010} was calculated for Germany. The benefits in the category non-use values ranged from 287 to 457 EUR_{2010} per t reduction (also using data of the category a), resulting in yearly benefits of 1.561.440 - 2.485.936 EUR_{2010} in Germany.

Summing up, the individual economic benefits (i.e. from the benefit categories direct, non consumptive use values, option values and non-use values) range from 53.610 to 441.032 EUR_{2010} per t nitrogen immission reduction, or on a yearly basis from 291.774.842 - 2.356.322.487 EUR_{2010} in Germany. Not included in these figures are benefits accrued in the fisheries, recreational fishing and human health "sectors". These benefits were therefore described qualitatively.

Some studies analyzed the aggregated values of a reduced eutrophication, i.e. the various benefit categories affected are not quantified individually. A splitting of these results into values for TEV benefit categories is normally not possible. Nevertheless, such studies can serve as a tool to compare and verify the results. In the analyzed "aggregated values studies", the overall benefits of a reduced eutrophication amount to 14.027 - 58.430 EUR_{2010} per t nitrogen immission reduction or 76.344.277 - 318.006.969 EUR_{2010} per year (in Germany), results which are significantly lower than the results of the case study, again demonstrating the great variabilities of such benefit estimations.

In addition to the uncertainties described above - regarding the nutrient cycle, basic knowledge of ecosystem functions and the effectiveness of measures - an additional layer of uncertainties was created through the inherent methodological difficulties of

evaluation studies, especially if these originate from other marine areas. These uncertainties are reflected in the broad rangeh of the calculated results.

In this case study it was also demonstrated how difficult the evaluation of economic benefits in the context of MSFD implementation actually is, especially considering the insufficient availability of data. Additionally, the developed methodology is only applicable if the user is already familiar with evaluation exercises.

For the development of the Practitioner´s Guidebook, the results are translated into the following recommendations:

- If it is necessary to use WTP-studies (or other CVM studies) to quantify the benefits of reduced eutrophication, to use only the recent WTP study of Meyerhoff/Angeli (2012), which was conducted in the context of this project, and which is customized for utilization in the context of MSFD benefit evaluation in Germany[33].
- Instead of using WTP studies (or other CVM studies), to use more studies based on assessments of avoided damages or market prices.

[33] The study calculates a maximum benefit by achieving the targets of the Baltic Sea Action Plan of 439 to 692 m. EUR_{2010}. These figures represent the lower boundary, according to the authors. The study´s results are also used in the context of the international network BalticSTERN, where the results of the study are applied to a different target group, resulting in total benefits of 1.87 bn. EUR_{2010}.

II.7 Willingness-to-pay study "Eutrophication of the Baltic Sea"

In the context of the network BalticSTERN (http://www.stockholmresilience.org/balticstern), a "BalticSurvey" was conducted in 2010 in all countries neighboring the Baltic Sea. The objective of this survey was to examine the general knowledge about, and moral attitude towards, the Baltic Sea, as well as to gain insight into the Baltic Seas importance as a tourism and recreation destination. The survey was performed by a network of research institutions under the lead of enveco (Environmental Economics Consultancy, Stockholm), and it included a common questionnaire, which was developed and applied in all countries during the same period of time. Between April and June 2010, a total of 9.000 people were selected by chance and interviewed. A summary of the overall results of the BalticSurvey can be found in Söderqvist et al. (2010a) and Söderqvist et al. (2010b).

As a follow-up to the BalticSurvey, the international working group developed a second transnational survey - BalticSUN (Baltic Sea survey on use and non-use values). As eutrophication is regarded as the most important threat to the ecosystems of the Baltic Sea (HELCOM 2009, also UBA 2011), this pressures was chosen as the subject of BalticSUN. The objective was to analyze the willingness-to-pay of the populations of the countries neighboring the Baltic Sea for a lesser degree of eutrophication than would be achieved with existing policies and implemented measures.

The second goal of BalticSUN was to be able to use the results of the study as a basis to support decision making with regards to measures to reduce eutrophication in the Baltic Sea. Again, a common questionnaire was developed, that allows for both a national and an international usage of the generated results.

Specifically, the interviewees were asked about their willingness-to-pay for an improvement in water quality until 2050, resulting from reduced nutrient immissions. The appraised environmental targets were deducted from the targets stated in the Baltic Sea Action Plan. Additionally, general data and preferences were being examined, in order to gain insight into factors influencing the stated WTP. For example, these data and preferences included whether people actually use the Baltic Sea for recreation, how much the interviewees knew about the ecosystems and the environmental problems, and general socio-demographic data.

The German part of the BalticSUN study was conducted in the frame of this project.

II.7.1 Results

In the German WTP study, 1.463 people belonging to an online panel were questioned. The biggest share of these people (82,9%) did visit the Baltic Sea for recreational purposes at least once before the study started. The majority of the interviewees stated that walking or hiking on the beach/the coast, sunbathing and swimming were their main reasons for visiting the Baltic Sea. Around 5% stated that the recreational activities done in visits to the Baltic Sea are unique to the region.

The socio-demographic characteristics of the interviewees conform to the German average with regard to the variables "age" and "sex". Significant differences between the German average and the sample, however, exist in the variable "education" (70% of the interviewees had a higher education entrance qualification, whereas the German average

amounts to 25,4%). This distortion can probably be attributed to the selection of an online panel as the way to contact and select interviewees.

The interviewees mostly also expressed concern about the environmental condition of the Baltic Sea, and agreed to the notion that an international contract for the protection of the Baltic Sea would be necessary. 70% of the people were familiar with the problem of nutrient enrichment and eutrophication, whereas the concrete phenomena connected to it were not generally known. For example, around half of the interviewees (57.6%) knew about algal blooms in the Baltic Sea, whereas only one third had heard about any change in fish populations because of high eutrophication levels. Even less interviewees (22.2%) knew about the impacts on marine plant life, such as the suppression of sea grass through increased algal growth. Less than a quarter stated to have personally experienced the effects of eutrophication when visiting the Baltic Sea.

With regard to the willingness-to-pay, 56% of the interviewees stated to be generally willing to pay for achieving the targets of the Baltic Sea Action Plan. For this part of the sample, the average willingness-to-pay is 48 Euro per year for achieving the targets, with a median value of 30 Euro per year. Applied to the target group - German households - and choosing the most conservative assumptions (i.e. the median value as base value, a corrected number of households willing to pay), the total willingness-to-pay for a reduction of the eutrophication of the Baltic Sea according to the Baltic Sea Action Plan amounts to 440 m. Euro per year[34]. Choosing less conservative assumptions and figures, the overall willingness-to-pay reaches one bn. Euro per year, a figure that is probably overestimated because of the positive assumptions made.

[34] See footnote 15 for information of the results published in the context of BalticSTERN.

II.8 Summary

Within the frame of the German Federal Environment Agency´s contract "*Methodologies regarding Economic and Social Analyses and Impact Assessments of Measures including Cost-Benefit-Analyses in the context of the Marine strategy framework Directive*", a methodology for the assessment of economic benefits of marine protection measures that are implemented in the context of the Marine Strategy Framework Directive was developed - and tested. It was obvious from the beginning of the project that such an undertaking would face significant restrictions with regard to data availability - both basic natural science data, as well as utilizable evaluation studies. However, it was part of the project´s aim **to illustrate the limitations** of benefit evaluation today.

In the course of the project, and especially during the work on the case studies, it was revealed that the most significant gaps in **data and information availability** can be found in the following areas:

- Basic knowledge about most of the pressures: significance and pathways of the pressures, life time and associated environmental damages.
- Basic knowledge about the links between ecosystems and socio-economics: functional connections between "environmental improvements", the associated changes in "ecosystem services provision" and the resulting changes to the "economic benefits".
- Evaluation studies: missing references to the analyzed pressure, determination of the TEV category/categories under scrutiny not always possible, low transferability.
- Measures: potential measures, including information on effectiveness and costs.

Because of the significant data gaps, it was necessary to make **several assumptions** in order to be able to test the developed methodology in the case studies. These assumptions partly result in **significant uncertainties**, which severely restricted the validity of the case studies´ results regarding the monetary value of the pressure reductions. The assumptions concern all above listed data and information gaps.

A further factor contributing to the uncertainties of the case studies´ results is the utilization of contingent valuation studies, especially **willingness-to-pay studies**. These are - through several inherent methodological weaknesses - responsible for the great variabilities in the case studies´ results. This is especially true for the case study "Marine Litter". If the results of such studies are furthermore transferred from other marine areas to the German conditions, via a Benefit Transfer, the inherent uncertainties add to the ones connected to the Benefit Transfer to very high levels of uncertainty.

Beside the high uncertainty of the results, however, **the large amount of work** necessary to identify and analyze the specialized information needed for a benefit evaluation is also of concern regarding the practicability of the methodology. Such information - e.g. regarding the determination of the "target group", i.e. the profiting sectors, and obtaining information about its statistics - is not easily available and necessitates intensive and time-consuming research (in the case study "Marine Litter", the research into target groups amounted to a workload of approximately 30 man-hours; this figure, however, can be higher depending on the level of experience of the person conducting the research, and the respective pressure or benefit).

Because of these two major topics - the high uncertainties on the one hand, and the high amount of work on the other - the developed methodology in the form tested in the case studies was deemed to be **usable only in a limited way**, as the main criteria **practicability**, **simplicity of application** and **acceptability** through decision makers were not fulfilled.

The situation regarding data and information gaps could be improved through **research projects** customized for this purpose. To this end, it would be desirable to include scientists with experience in economic evaluation exercises into such predominantly natural science research, to enhance the chances that the results generated in such projects are in the end actually utilizable for economic evaluations of benefits.

Based on the previously described insights gained through testing the methodology in the case studies, the following recommendation have been issued for inclusion into the **Practitioner´s Guidebook**, to enhance its practicability, simplicity of application and acceptability:

- To **reduce uncertainties**: it is recommended not to use willingness-to-pay studies (or other contingent valuation studies) in benefit evaluation. Exceptions to this recommendation are studies that are conducted in Germany, and customized to the respective purpose[35] (like Meyerhoff/Angeli 2012[36]).
- Instead, it is recommended to rely more on avoided damages or market prices for evaluating benefits of marine protection measures.
- To **reduce the amount of work**: it is recommended to create a specialized database for the evaluation of benefits of marine protection measures, especially containing information on target groups/profiting sectors.

Through translating these recommendations into **changes to the methodological approach**, it is expected that the acceptance of the Practitioner´s Guidebook by decision makers it significantly increased by reducing uncertainties and the necessary amount of work.

In conclusion, it has become clear that an approach to economic evaluation of benefits of marine protection measures and to cost-benefit analyses that focuses strongly on "monetizing everything" does not seem feasible. The necessary amount of work, and the uncertainties of such an approach, resulting in figures that are not usable by authorities to justify decisions, is too significant. Here, it is therefore additionally recommended to clearly differentiate between sound and transparent base data, and base data that comes with great uncertainties. Only benefits whose evaluation can be grounded on good and reliable data should be assessed quantitatively., In the cases where good data is lacking, all other benefits should not be monetized; instead, these benefits should be described qualitatively, and considered in decision making via an alternative matrix (such as a Multi-Criteria Analysis).

---

[35] For conducting a customized willingness-to-pay study, minimum costs of 20.000 Euro and six months of time need to be scheduled.

[36] Chapter 7.

III. Methodenbericht (Projektmodule 1 und 2)

III.1 Einleitung

Die deutsche Nord- und Ostsee gehören zu den Meeresgebieten der Erde, die vom Menschen intensiv genutzt, aber oftmals nicht ausreichend geschützt werden. Ebenso wie bei den Binnengewässern überlagern sich auch im deutschen Meeresraum Nutzungs- und Schutzinteressen.

So gehören Nord- und Ostsee zu den Meeresgebieten mit einer sehr hohen Seeverkehrsdichte. Industrielle- und Freizeitschifffahrt führen u.a. durch Schallemissionen, giftige Antifoulingbeschichtungen und illegale Abfallverklappung zu einer Belastung der Meeresumwelt (Brenk 2003). Plastikmüll ist insbesondere für Seevögel gefährlich. Die Tiere verwechseln z.B. Plastikteile mit Nahrung - mit zum Teil tödlichen Konsequenzen (BfN 2008).

Infolge von Überfischung in den Gewässern der EU sind Bestände von (ökonomisch) wichtigen Fischarten zum Teil stark zurückgegangen (z.B. ICES 2008). Der Fischfang mit unselektiven Fangmethoden ist zudem mitverantwortlich für den Rückgang von Meeressäugetieren (Siebert et al 2001, Vinther & Larsen 2004).

Der Abbau von Sand und Kies führt kurzfristig zur lokalen Vernichtung/Entfernung der Bodenfauna und verursacht bis zu 2,5m tiefe Furchen im Meeresboden, in denen es verstärkt zu Sauerstoffmangelsituationen kommen kann (Schroeder et al. 2008, Sutton and Boyd 2009). Die Installation von Offshore-Anlagen, wie Windparks, sorgt für eine lokale Überbauung des Meeresbodens und Schallemissionen während des Baus und Betriebs der Anlagen belasten Meeressäuger und Vögel. Die mit der Installation von Offshore-Windparks einhergehende Verlegung von Seekabeln führt zu Zerschneidungen des Meeresbodens. Stromkabel am Meeresboden können elektrosensitive Fischarten irritieren (Meißner & Sordyl 2006).

Des Weiteren haben Nährstoffeinträge aus Siedlungsabwässern und der Landwirtschaft einen negativen Einfluss auf die Ökosysteme der Meere – besonders in den Küstenbereichen (Nixon 1995, Diaz & Rosenberg 2008). Auch wenn seit Anfang der 1980er Jahre die Zuleitung von Nährstoffen aus den Flüssen in die Meere zum Teil wieder rückläufig ist, sind die Nitrat- und Phosphatwerte stellenweise bis heute noch erhöht. Eine wesentliche Folge ist die vermehrte Produktion von Phytoplankton, was zu einer verstärkten Trübung der Wassersäule führt. Ebenso stellen Zuflüsse eingeschwemmter Schwermetalle und organischer Schadstoffe (z.B. PCBs) vielerorts ein Problem dar (Marencic & De Vlas 2010).

Ohne Zweifel muss die Nutzung der Meere durch den Menschen sichergestellt sein, doch darf sie die natürliche Lebensgrundlage für Flora und Fauna in den Meeren nicht gefährden. Nur eine gesunde Meeresumwelt ermöglicht auch die langfristige Sicherstellung einer wirtschaftlichen, nachhaltigen Nutzung der Meere (z.B. Fischerei, Tourismus). Es gilt also eine ausgewogene Balance zwischen ökologischen, ökonomischen und sozialen Gesichtspunkten zu finden. Ökonomische Betrachtungen der Nutzungen, aber auch der Schäden an der Umwelt spielen dabei eine wichtige Rolle. Anhand von ökonomischen Methoden lassen sich Kosten und Nutzen von wirtschaftlichen Aktivitäten, aber auch von Maßnahmen zur Verbesserung der Meeresqualität, abschätzen. Diese

ökonomischen Methoden sind auch in der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie 2008/56/EG[37] (MSRL) verankert und müssen von den Mitgliedsstaaten umgesetzt werden. Die MSRL trat am 15. Juli 2008 in Kraft, mit dem Ziel, bis 2020 einen – analog zu den Regelungen der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) - „guten Umweltzustand“ (GUZ) der Meeresumwelt in den Mitgliedsstaaten zu erreichen. Damit wird erstmals ein einheitlicher Ordnungsrahmen für den Umweltzustand der Meeresgewässer der Mitgliedstaaten der Europäischen Union vorgegeben und die EU-Gewässerpolitik auf alle europäischen Gewässer ausgedehnt. Gleichzeitig stellt die MSRL die Umweltsäule der europäischen Meerespolitik (Blaubuch zur integrierten Meerespolitik) dar.

Um den oben dargestellten Problemen der beiden Meeresregionen gerecht zu werden, sollen laut Richtlinie grenzübergreifende Betrachtungen angestellt und für die Bewirtschaftung der Gewässer jeweils regionalspezifische Lösungen entwickelt werden. Die Erstellung solcher so genannten Maßnahmenprogramme bis spätestens 2015 erfordert nicht nur eine umfassende Kenntnis der marinen Ökosysteme und deren Belastungen, sondern auch der wirtschaftlichen Nutzung der marinen Gewässer und deren Verbindung zur landseitigen Infrastruktur/Nutzung. Der wesentliche Arbeitsschwerpunkt bei der Maßnahmenplanung besteht in der Zusammenführung der nationalen und internationalen Informationen und der Abstimmung des Maßnahmenumfanges. Dabei sind – noch expliziter verlangt als bei der WRRL - eine Kosten-Nutzen Analyse (KNA) durchzuführen und potenzielle Unverhältnismäßigkeiten der Kosten darzustellen. Deshalb ist zu untersuchen, wie neben den Kosten der Maßnahmen auch deren Nutzen quantifiziert und einbezogen werden können.

Ziel dieses Berichtes ist es, im Rahmen der Durchführung von KNA nach MSRL Empfehlungen für die Erfassung und Einbeziehung von Nutzen in eine solche KNA zu geben. Diese Empfehlungen basieren auf Analysen von Interviews zur Herangehensweise in anderen Anrainerstaaten, von Abstimmungsprozessen auf EU-Ebene und anwendungsorientierten Forschungsvorhaben. Zu berücksichtigen ist dabei insbesondere, dass in Deutschland bislang wenig Erfahrung mit der Durchführung von KNA existiert. Die Analyse von Herangehensweisen in Nachbarstaaten und anderen Mitgliedstaaten der Europäischen Union bietet daher wichtige Anhaltspunkte für die Entwicklung des methodischen Konzeptes in Deutschland.

Der vorliegende Bericht stellt einen wichtigen Zwischenschritt zur Erstellung dieses Methodenkonzeptes dar. Er wird im nächsten Schritt mit dem Auftraggeber und dem Forschungsbegleitkreis abgestimmt und Ende April 2012 überarbeitet als erster Fortschrittsbericht an den Auftraggeber übergeben.

Zu diesem Zweck werden im folgenden Kapitel 2 die ökonomischen Elemente der MSRL erläutert, und auf Überschneidungen und Unterschiede zu den ökonomischen Elementen der WRRL hingewiesen. Kapitel 3 enthält eine Beschreibung des Vorgehens im europäischen Ausland, beginnend mit den Arbeiten der CIS-EU Arbeitsgruppe ESA[38] und

---

[37] http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:164:0019:0040:DE:PDF.

[38] CIS: Common Implementation Strategy. Ziel des CIS-Prozesses ist es, die Mitgliedstaaten auf EU-Ebene bei der Implementierung der MSRL zu unterstützen, Z. B. durch die Erstellung von unverbindlichen Leitlinien.

der deutschen Herangehensweise an die Thematik, gefolgt von den regionalen Zusammenschlüssen in Nord- und Ostsee (OSPAR[39] bzw. HELCOM[40]) sowie den Erfahrungen in ausgewählten Mitgliedstaaten. Kapitel 4 identifiziert sodann die für das vorliegende Forschungsvorhaben besonders relevanten Themenkreise, und erläutert die spezifischen Fragestellungen, die sich daraus ergeben, sowie deren Behandlung in den analysierten Mitgliedstaaten bzw. Arbeitsprozessen. Das folgende Kapitel 5 schließlich konkretisiert die Ergebnisse der Analysen der vorherigen Kapitel in Hinblick auf die Arbeiten in den Projektmodulen 3a, 3b und 4[41]. Der Bericht schließt mit einem kurzen Ausblick auf die folgenden Arbeitsschritte.

Im Quellenverzeichnis finden sich zum einen die direkt im Text zitierten Dokumente und Quellen, zum anderen weiterführende Literatur und Bewertungsstudien, die im weiteren Verlauf des Projektes verwendet werden.

Der Austausch und die Diskussion auf europäischer Ebene geschieht u. a. in Arbeitsgruppen (Working Groups: WG), wie der WG „Economic and Social Analysis“ (WG ESA).

[39] OSPAR: Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Nordost-Atlantiks.

[40] HELCOM: Kommission zum Schutz der Meeresumwelt im Ostseeraum.

[41] Modul 3a und 3b: Aufbau eines Mengengerüstes; Modul 4: Anwendung des Konzeptes an Fallstudien.

III.2 Ökonomische Elemente der MSRL und die Bedeutung des GUZ

III.2.1 Die MSRL – Inhalt und Ziele

Die MSRL ist auf einen wirksameren europaweiten Schutz der Meeresumwelt ausgerichtet. Ziel der Richtlinie ist es, die Meere bis zum Jahr 2020 in einen „guten Umweltzustand“ zu bringen (siehe auch Kapitel 2.4) und damit dem Schutz der Ressource, deren Zustand sowohl für viele Bereiche der maritimen Wirtschaft als auch für die Gesellschaft als Ganzes entscheidend ist, zu dienen. Damit wird erstmals ein einheitlicher Ordnungsrahmen für den Umweltzustand der Meeresgewässer der Mitgliedstaaten der Europäischen Union vorgegeben, der sich, wie in Abbildung 5 dargestellt, aus vielen verschiedenen Richtlinien und regionalen Abkommen zusammensetzt. Die Abbildung zeigt die räumlichen Überschneidungen und Abgrenzungen der EU-Richtlinien zu Gewässer- und Naturschutz sowie der internationalen Abkommen OSPAR und HELCOM.

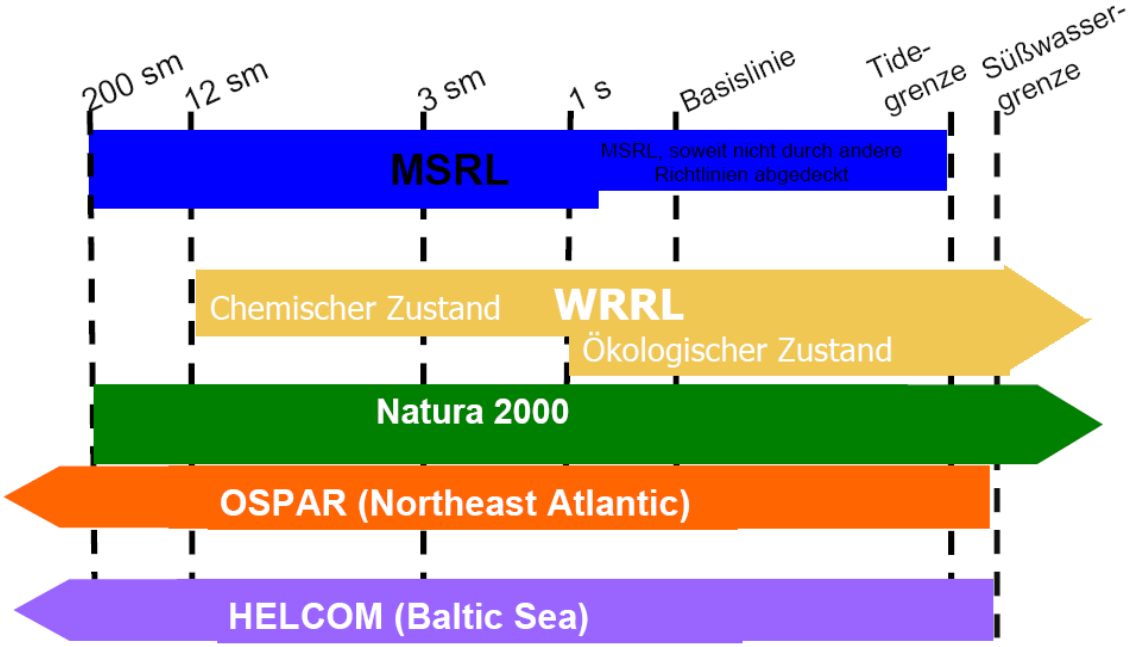


Abbildung 5: Anwendungsbereich der MSRL im Verhältnis zu anderen EG-Richtlinien und Konventionen

Dabei sollen durch eine sektorübergreifende Politik mit einem ökosystemaren Schutzkonzept (Integrationsprinzip) praktische Leitlinien festgelegt werden, um in den europäischen Meeresgewässern (Ostsee, Nordostatlantik, Mittelmeer, Schwarzes Meer) den guten Umweltzustand zu erreichen.

Innerhalb von einzurichtenden Meeresregionen sollen die jeweiligen Staaten in enger Abstimmung untereinander nationale Meeresstrategien erarbeiten. Darin muss der aktuelle sowie der angestrebte Meeresumweltstatus beschrieben und Instrumente und Maßnahmen zur Erreichung des angestrebten Status aufgeführt sein. Die Mitgliedstaaten müssen bis spätestens 2015 Maßnahmenprogramme auflegen, mit deren Hilfe bis 2020 ein guter Zustand der Meeresumwelt erreicht werden soll. Die Rahmenrichtlinie reagiert auch auf die durch den Klimawandel entstandenen Herausforderungen und sieht Maßnahmen sowohl von Seiten der EU, als auch von Seiten der Mitgliedstaaten vor. Die

MSRL ist inhaltlich mit den Zielen der WRRL abgestimmt, deren Geltungsbereich jedoch nicht über die küstennahen Gewässer hinaus reicht.

Ähnlich wie die WRRL enthält die MSRL einen Prozess für ein umfassendes und langfristiges Management der Umweltfragen in Zusammenhang mit Gewässern. In der MSRL wurden anhand geografischer und ökologischer Kriterien europäische Meeresregionen definiert. Innerhalb einer Meeresregion muss jeder Mitgliedstaat in Zusammenarbeit mit den anderen Mitgliedstaaten und den betroffenen Drittstaaten für seine Meeresgewässer eine Meeresstrategie entwickeln, da die auftretenden Herausforderungen und Schwierigkeiten unweigerlich alle Anrainer betreffen. Deshalb sind ein gemeinsames Verständnis und Konzept für ein erfolgreiches und wirksames Management unerlässlich.

III.2.2 Die ökonomischen Elemente der Meeresschutzrichtline

Die MSRL baut auf Erfahrungen mit der WRRL auf und verfolgt einen ähnlichen integrativen, ganzheitlichen Ansatz. So wird wie in der WRRL davon ausgegangen, dass sich ökologische Wertvorstellungen und ökonomische Grundsätze gegenseitig nicht ausschließen, sondern sich ergänzen und unterstützen.

Im Mittelpunkt der ökonomischen Überlegungen stehen:

- die wirtschaftliche und gesellschaftliche Analyse der Nutzung der betreffenden Gewässer sowie der Kosten einer weiteren Verschlechterung im Rahmen der Anfangsbewertung gemäß Art. 8;
- die Festlegung der Umweltziele und der dazugehörigen Indikatoren gemäß Art. 10 in Verbindung mit Anhang IV (inklusive Berücksichtigung sozialer und wirtschaftlicher Belange);
- die Auswahl und Analyse des Maßnahmenprogramms gemäß Art. 13 und Anhang VI (Kostenwirksamkeit, Folgenabschätzungen einschließlich KNA) und
- die ökonomische Begründung von Ausnahmetatbeständen gemäß Art. 14 (wenn die Kosten der Maßnahmen nicht in einem angemessenen Verhältnis zu den reduzierten Gefahren für die Meeresumwelt stehen).

Die KNA ist die ökonomische Standardmethode zur Bewertung von Projekten und wirtschaftspolitischen Maßnahmen. Basierend auf der neoklassischen Wohlfahrtsökonomik wird mit Hilfe einer KNA versucht, gesamtwirtschaftliche Wohlfahrtseffekte von Maßnahmen im weitesten Sinne monetär zu erfassen und zu aggregieren, um auf diese Weise eine Aussage darüber zu erhalten, ob und inwieweit sich die gesellschaftliche Gesamtwohlfahrt durch den Politikeingriff verbessert oder verschlechtert. Demnach ist eine Maßnahme dann wohlfahrtssteigernd, wenn die positiven Wohlfahrtseffekte – Nutzen – die negativen Wohlfahrtseffekte – Kosten – übersteigen. Äquivalent hierzu ist die Bedingung, dass das Nutzen-Kosten-Verhältnis (erreichbarer Nutzen pro Kosteneinheit) größer 1 ist (vgl. PETRY UND KLAUER 2005: 59). Dabei handelt es sich bei Kosten und Nutzen eigentlich um nur eine Größe mit unterschiedlichem Vorzeichen, weshalb in der Literatur häufig auch nur von Nutzen bzw. Nutzenveränderungen gesprochen wird.

In der vorliegenden Studie wird dennoch zwischen Kosten und Nutzen unterschieden, weil dies dem umgangssprachlichen Verständnis näher kommt.

Jede KNA umfasst im Wesentlichen die folgenden vier Arbeitsschritte (HANLEY UND SPASH 1993: 8ff.; MARGGRAF UND STREB 1997: 103ff.; UBA 2002: 16; 2007: 53): (1) Identifizierung aller wohlfahrtsrelevanten Auswirkungen der Maßnahme, (2) Monetarisierung der relevanten Nutzen- und Kostengrößen, (3) Diskontierung künftiger Nutzen und Kosten, und (4) Ermittlung der Nettowerte/Gesamtbeurteilung.

Dabei ist festzuhalten, dass im Prinzip auch qualitative Elemente in eine KNA einbezogen werden können.

Quelle: Holländer et al. 2008.

Die folgende Abbildung 6 fasst die wesentlichen MSRL-Umsetzungsschritte auf dem Weg zum Maßnahmenprogramm zusammen, wobei anzumerken ist, dass die praktischen bzw. operationellen Zusammenhänge zwischen den verschiedenen ökonomischen Elementen noch nicht abschließend fest stehen.

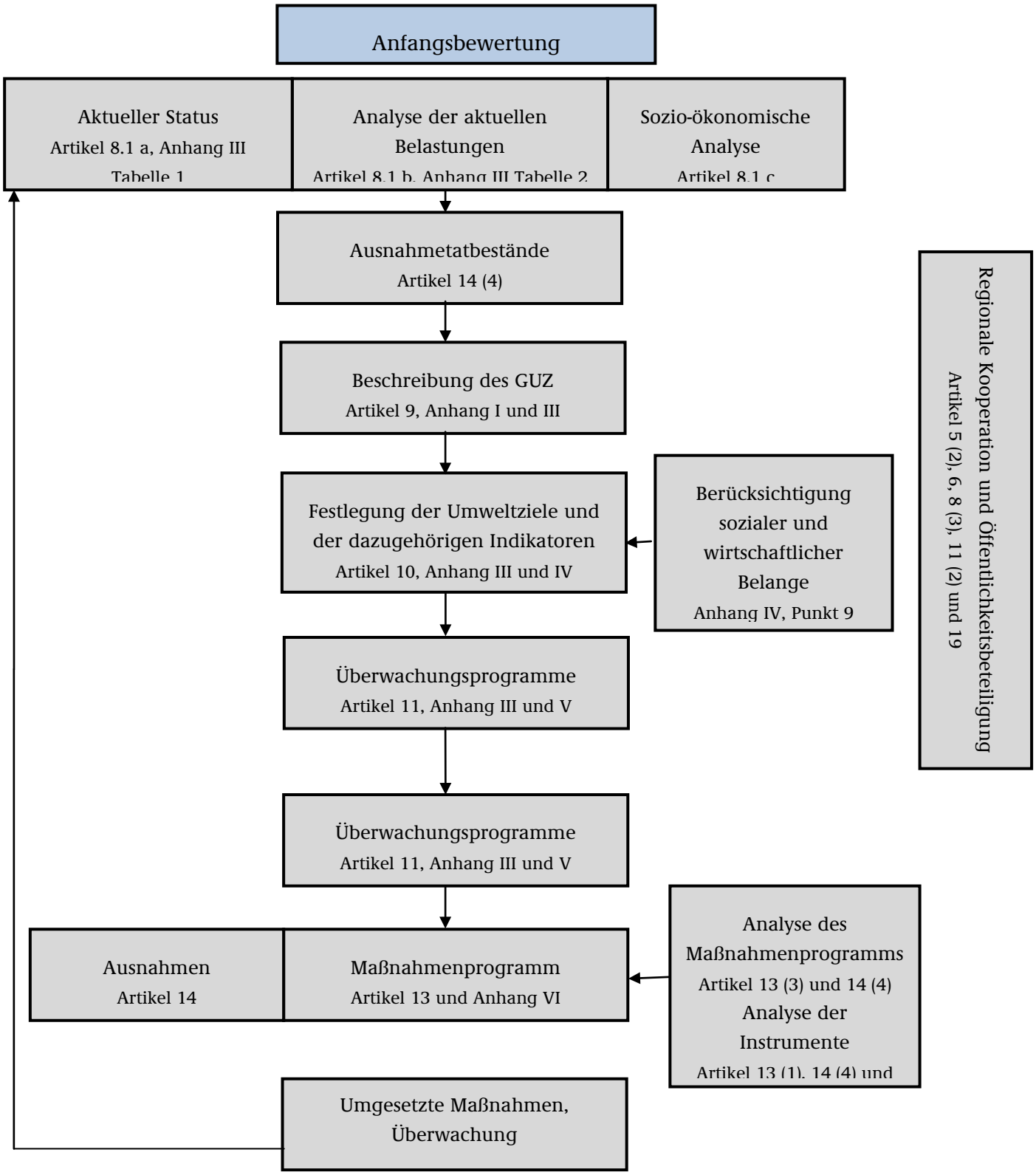


Abbildung 6: Der Weg zum Maßnahmenprogramm

Wirtschaftliche und gesellschaftliche Analyse

Nach Art. 8 der MSRL ist von den Mitgliedsstaaten eine wirtschaftliche und gesellschaftliche Analyse der Nutzung der betreffenden Gewässer sowie der Kosten einer Verschlechterung der Meeresumwelt bis 2012 durchzuführen. Durch die Bestandsaufnahme wird zunächst der aktuelle Umweltzustand, die signifikanten Belastungen und die damit verbundenen Fälle einer Gefährdung der Erreichung der Umweltziele bis 2020 systematisch festgestellt. Darauf aufbauend müssen potenzielle Standardmaßnahmen identifiziert werden, die zur Erreichung der Umweltziele und zum Erhalt des guten Umweltzustands hilfreich sein könnten. Die Maßnahmenprogramme müssen bis 2015 abschließend formuliert und bis 2016 umgesetzt werden. Eine Ausnahme stellt der Art. 14 (4) dar, wonach die Mitgliedsstaaten nicht verpflichtet werden, „besondere Maßnahmen einzuleiten, wenn keine erhebliche Gefahr für die Meeresumwelt besteht oder wenn die Kosten nicht in einem angemessenen Verhältnis zu den Gefahren für die Meeresumwelt stehen würden und sofern keine weitere Verschlechterung eintritt."

Berücksichtigung sozialer und wirtschaftlicher Belange bei der Definition der Umweltziele

Aufgrund der vorgenommenen Anfangsbewertung jeder Meeresregion und -unterregion werden die jeweiligen Umweltziele sowie die zugehörigen Indikatoren für ihre Meeresgewässer durch die Mitgliedsstaaten festgelegt (Art. 10). Diese Zielfestlegung dient als Richtschnur für die Erreichung des guten Umweltzustandes. Dabei werden Überwachungsprogramme für die laufende Bewertung des Umweltzustandes der Meeresgewässer erstellt. Darauf aufbauend werden Maßnahmen identifiziert und eingeleitet, die der Erreichung der Umweltziele und des Erhalts des guten Umweltzustands dienen.

Es ist anzunehmen, dass die Ergebnisse der wirtschaftlichen und gesellschaftlichen Analyse nach Artikel 8 Auswirkungen auf die Berücksichtigung sozialer und wirtschaftlicher Belange bei der Definition der Umweltziele haben könnten. Insgesamt lässt sich jedoch feststellen, dass die Bedeutung sozioökonomischer Belange bei der Zielfestsetzung bislang wenig diskutiert worden ist.

Ökonomische Überlegungen bei der Erstellung der Maßnahmenprogramme

Die Richtlinie verlangt, wie bereits bei anderen Europäischen Umweltrichtlinien, dass für die Meere, die sich nicht in einem guten Zustand befinden, unter Berücksichtigung der potenziellen Kosten, Maßnahmen ergriffen werden, um die gesetzten Umweltziele bis zum Jahr 2020 zu erreichen. Die Auswirkungen der ausgewählten Maßnahmen werden sowohl anhand der ökologischen Wirksamkeit als auch der finanziellen Belastungen analysiert. Es ist sinnvoll, bereits im Rahmen der ökonomischen Anfangsbewertung bis Ende 2012 ausreichend Informationen zu erheben, um damit eine Beurteilung der Kosten einzelner Maßnahmen und die Zusammenstellung des Maßnahmenprogrammes zu unterstützen.

Vor der Einführung neuer Maßnahmen sind die Mitgliedstaaten laut Artikel 13 verpflichtet, Folgenabschätzungen durchzuführen, wobei KNA explizit verlangt werden. Die Methodik zur Ermittlung des Nutzens bei der Durchführung dieser KNA wird im vorliegenden Projekt betrachtet. Ein Mehrwert der KNA ist die Möglichkeit der

Priorisierung zwischen den Regionen und im zeitlichen Verlauf. So kann beispielsweise berücksichtigt werden, wo der Wohlfahrtsgewinn am höchsten ist. Dies ist stark mit der wirtschaftlichen Analyse der "Kosten einer Verschlechterung" verbunden (Artikel 8, Absatz 1c).

Die ökonomische Begründung von Ausnahmetatbeständen

Wirtschaftliche Überlegungen haben einen direkten Einfluss auf das Erreichen der Umweltziele bis 2020. So liegt es in der Logik der Richtlinie, dass Abweichungen von diesen ökologischen Zielen zu begründen sind, teilweise mit Hilfe von ökonomischen Überlegungen. Gemäß Art. 14 Abs. 4 sind EU-Mitgliedsstaaten nur dann nicht verpflichtet, Maßnahmen einzuleiten, „wenn die Kosten nicht in einem angemessenen Verhältnis zu den Gefahren für die Meeresumwelt stehen."

Die Unverhältnismäßigkeit kann durch Betrachtung des Kosten-Nutzen-Verhältnisses analysiert werden (K/N) oder des berechneten Net Present Value (NPV). Nach dem WRRL-Leitfaden soll das K/N-Verhältnis deutlich über 1 liegen bevor ein Ausnahmentatbestand gewährt werden sollte. Ungeklärt ist aber die Frage um wie viel höher das K/N-Verhältnis sein sollte, vor allem wenn Kosten und insbesondere Nutzen nur mit einem hohen Maß an Unsicherheit ermittelt werden können.

Diese Unklarheit ist immer noch Gegenstand der Diskussionen bei der Umsetzung der WRRL. Es ist zu erwarten, dass sich diese Diskussion auch in Bezug auf die Umsetzung der MSRL fortsetzen und verstärken wird. So liegen Informationen über den Nutzen von Maßnahmen in noch geringerem Umfang und eher für direkte Nutzen als für alle anderen Nutzenkategorien vor, was zur Folge hat, dass der Gesamtnutzen wahrscheinlich unterschätzt wird. Diese Problematik verstärkt sich noch im Falle von Meeresgebieten, die weit von der Küste entfernt sind. Es wird im Laufe des politischen Umsetzungsprozesses daher notwendig sein, die KNA-Ergebnisse angemessen in den Entscheidungsprozess über die zu treffenden Maßnahmen einzubeziehen.

Insgesamt lässt sich auch festhalten, dass der grundsätzliche Zusammenhang zwischen der KNA im Rahmen von Art. 13 und der Begründung von Ausnahmen nach Art. 14 noch nicht geklärt ist. Es ist sicher sinnvoll, hier Doppelarbeit zu vermeiden und die zwei Analyseschritte sinnvoll miteinander zu verknüpfen. Es ist zu erwarten, dass im Rahmen des CIS-Prozesses in der Zukunft noch weitere Hinweise dazu erarbeitet werden.

III.2.3 Unterschiede und Gemeinsamkeiten der ökonomischen Elemente von MSRL und WRRL

Die ökonomischen Anforderungen bzw. Elemente, die für die Umsetzung der MSRL benötigt werden, sind denen der WRRL sehr ähnlich bzw. bauen auf den Erfahrungen mit der WRRL auf. Die Erfahrungen und Projektergebnisse aus der ökonomischen Analyse der WRRL sollen in der MSRL berücksichtigt werden.

Konkret lassen sich aus der WRRL folgende Elemente für die KNA im Rahmen der MSRL übernehmen:

- Begriffsdefinition, wie z.B. unverhältnismäßige Kosten.
- Informationen, die zur wirtschaftlichen Analyse im Rahmen der WRRL an Küstengebieten gesammelt wurden und somit auch für die Ermittlung des TEV unter der MSRL von Bedeutung sind.

- Informationen über die Kostenwirksamkeit von Maßnahmen, insbesondere wenn es um Maßnahmen zur Verminderung von Stoffeinträgen geht.
- Ergebnisse von KNA für Maßnahmen und die Erstellung von Maßnahmenprogrammen gem. WRRL (z.B. Maßnahmen zur Reduktion von Stoffeinträgen).
- Studien über die Finanzierung und Leistbarkeit von Maßnahmen (soweit verfügbar).
- Ergebnisse aus Studien zur Bewertung von Ökosystemen und deren Dienstleistungen.
- Erfahrungen aus der internationalen Zusammenarbeit.
- Herangehensweise, wie ökonomische Ergebnisse den Entscheidungsträgern und der Öffentlichkeit präsentiert werden können.

Unterschiede zwischen den beiden europäischen Richtlinien gibt es insbesondere für die Festlegung des jeweiligen Zielzustandes (wobei in der MSRL auch soziale und wirtschaftliche Belange berücksichtigt werden können) sowie des Anwendungsbereiches der jeweiligen Richtlinie. Die MSRL folgt noch stärker als die WRRL einem verstärkt überregionalen, multinationalen Kooperationsansatz zwischen den Mitgliedsstaaten. Die Grenzen der Analyse sind nicht mehr auf die nationalen Grenzen reduziert, sondern sollen mit den Nachbarländern weit stärker abgestimmt werden. Damit soll eine großflächige Betrachtungsweise erfolgen.

Des Weiteren stellt in der MSRL die Definition des Begriffs „guter Umweltzustand“ bzw. dessen Ermittlung sich als weitaus komplexer dar als in der WRRL. Zur Festlegung dieses Zielzustandes müssen in der MSRL insgesamt 11 qualitative Deskriptoren mitberücksichtigt werden, die wiederum auf der Basis von Zustandsmerkmalen, Belastungen und Auswirkungen definiert werden (siehe auch Anhang I und Kapitel 2.4).

III.2.4 Aktueller Diskussionsstand Guter Umweltzustand - MSRL

Ein „guter Umweltzustand“ (GUZ) ist laut MSRL (Artikel 3, Abs. 5) „der Umweltzustand, den Meeresgewässer aufweisen, bei denen es sich um ökologisch vielfältige und dynamische Ozeane und Meere handelt, die im Rahmen ihrer jeweiligen Besonderheiten sauber, gesund und produktiv sind und deren Meeresumwelt auf nachhaltigem Niveau genutzt wird, so dass die Nutzungs- und Betätigungsmöglichkeiten der gegenwärtigen und der zukünftigen Generationen erhalten bleiben“ (Artikel 3, Abs. 5 MSRL).

Der GUZ soll durch die Mitgliedsländer der EU auf der Grundlage einer zunächst durchzuführenden Anfangsbewertung, die eine Analyse des derzeitigen Umweltzustands und der wichtigsten Belastungen beinhaltet, beschrieben werden.

Zur Beschreibung des GUZ sieht die MSRL elf qualitative Deskriptoren vor (Anhang I MSRL):

- *D1 - Die biologische Vielfalt wird erhalten. Die Qualität und das Vorkommen von Lebensräumen sowie die Verbreitung und Häufigkeit der Arten entsprechen den vorherrschenden physiografischen, geografischen und klimatischen Bedingungen.*

- *D2 - Nicht einheimische Arten, die sich als Folge menschlicher Tätigkeiten angesiedelt haben, kommen nur in einem für die Ökosysteme nicht abträglichen Umfang vor.*
- *D3 - Alle kommerziell befischten Fisch- und Schalentierbestände befinden sich innerhalb sicherer biologischer Grenzen und weisen eine Alters- und Größenverteilung der Population auf, die von guter Gesundheit des Bestandes zeugt.*
- *D4 - Alle bekannten Bestandteile der Nahrungsnetze der Meere weisen eine normale Häufigkeit und Vielfalt auf und sind auf einem Niveau, das den langfristigen Bestand der Art sowie die Beibehaltung ihrer vollen Reproduktionskapazität gewährleistet.*
- *D5 - Die vom Menschen verursachte Eutrophierung ist auf ein Minimum reduziert, das betrifft insbesondere deren negative Auswirkungen wie Verlust der biologischen Vielfalt, Verschlechterung des Zustands der Ökosysteme, schädliche Algenblüten sowie Sauerstoffmangel in den Wasserschichten nahe dem Meeresgrund.*
- *D6 - Der Meeresgrund ist in einem Zustand, der gewährleistet, dass die Struktur und die Funktionen der Ökosysteme gesichert sind und dass insbesondere benthische Ökosysteme keine nachteiligen Auswirkungen erfahren.*
- *D7 - Dauerhafte Veränderungen der hydrografischen Bedingungen haben keine negativen Auswirkungen auf die Meeresökosysteme.*
- *D8 - Aus den Konzentrationen an Schadstoffen ergibt sich keine Verschmutzungswirkung.*
- *D9 - Schadstoffe in für den menschlichen Verzehr bestimmtem Fisch und anderen Meeresfrüchten überschreiten nicht die im Gemeinschaftsrecht oder in anderen einschlägigen Regelungen festgelegten Konzentrationen.*
- *D10 - Die Eigenschaften und Mengen der Abfälle im Meer haben keine schädlichen Auswirkungen auf die Küsten- und Meeresumwelt.*
- *D11 - Die Einleitung von Energie, einschließlich Unterwasserlärm, bewegt sich in einem Rahmen, der sich nicht nachteilig auf die Meeresumwelt auswirkt.*

Diese elf Deskriptoren können in drei Deskriptoren des qualitativen ökologischen bzw. Umweltzustands (D1, D4, D6) und acht Deskriptoren anthropogener Belastungen (D2, D3, D5, D7, D8, D9, D10, D11) aufgeteilt werden (Water & Marine Director of Germany 2010; siehe auch Anhang I dieses Berichtes).

Im Unterschied zur WRRL wird dabei nicht zwischen chemischem und ökologischem Umweltstatus unterschieden. Zudem integriert die MSRL weitere Aspekte der unbelebten Natur (z.B. den Zustand des Meeresbodens) und höherer ökologischer Ebenen (z.B. Nahrungsnetze). Die MSRL verfolgt so einen ganzheitlicheren Ansatz (Water & Marine Director of Germany 2010).

Während zur Beschreibung des ökologischen Status in der WRRL fünf Zustands-Klassen („sehr gut, gut, mäßig, unbefriedigend, schlecht“) und des chemischen Status zwei („gut,

schlecht“) verwendet werden, benötigt die MSRL nur zwei Klassen ("GUZ erreicht, GUZ nicht erreicht").

Die MSRL überlässt es den Mitgliedstaaten zu bestimmen, was GUZ auf nationaler Ebene bedeutet.

Zusätzlich zu den qualitativen Deskriptoren (Anhang I MSRL, siehe oben) und den indikativen Listen von Merkmalen, Belastungen und Auswirkungen (Anhang III MSRL: Tabellen 1 und 2) steht den Staaten der EU seit 2010 dafür eine von der Europäischen Kommission veröffentlichte Entscheidung über Kriterien und methodologische Standards zum GUZ zur Verfügung (EU KOM 2010), die jedoch ebenfalls noch keine abschließende Festlegung bzw. Herangehensweise an die nationale Definition und Operationalisierung des GUZ erlaubt.

Bis Juli 2012 müssen die Mitgliedsstaaten auf der Grundlage dieser Vorgaben und ihrer Anfangsbewertung die Kriterien des GUZ für ihre nationalen Gewässer konkretisieren. Dies muss in enger Abstimmung mit anderen Mitgliedsstaaten, mit denen sie eine Meeresregion (im Falle Deutschlands: Ostsee, Nordostatlantik) teilen, erfolgen. Zudem müssen die Staaten Ziele und Indikatoren erstellen, die zeigen, ob sie den GUZ erreichen, Monitoringprogramme etablieren, die den Fortschritt in Richtung GUZ festhalten und Maßnahmenprogramme entwickeln, die den GUZ herbeiführen oder erhalten (DEFRA 2010).

Derzeit wird in den Mitgliedsstaaten an der Definition des GUZ gearbeitet[42], da bislang der GUZ für keinen der einzelnen Deskriptoren abschließend beschrieben worden ist. Für die deutschen Gewässer werden die ökologische Anfangsbewertung, die Definition von Umweltzielen und die Beschreibung des GUZ in einer Bund-Länder-Arbeitsgruppe unter der Leitung des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und Ländliche Räume (MLUR) des Landes Schleswig-Holstein koordiniert. Das Bundesamt für Naturschutz (BfN) koordiniert dabei die ökologische Anfangsbewertung und die Definition der Umweltziele. Das Umweltbundesamt (UBA) koordiniert die Präzisierung des GUZ für die einzelnen Deskriptoren. Zum Beispiel steht zur Diskussion, das MSY-Niveau („maximum sustainable yield“-Niveau) für Fischarten als guten Zustand in Bezug auf die Fischbestände heranzuziehen. In Bezug auf die Fischbestände ist mit einer diesbezüglichen Bewertung beispielsweise erst in einem Jahr, also Februar 2012, zu rechnen (ESA-Berichts-Entwurf 2010). Im Frühjahr 2011 sollen Entwürfe mit ersten Konkretisierungen zur ökologischen Anfangsbewertung, zur Definition von Umweltzielen zur Beschreibung des GUZ fertig gestellt werden.

Als Alternative für bislang fehlende quantifizierte ökologische Daten zum guten Zustand wurde von der WG ESA vorgeschlagen, ökologische Problembereiche als eine negative Abweichung vom guten Zustand zu interpretieren, die zuvor im Rahmen von Experteninterviews identifiziert werden konnten (WG ESA 2010, ESA-Berichts-Entwurf 2010).

---

[42] In Großbritannien wurde 2010 auf einer Expertentagung des DEFRA (Department for Environment, Food and Rural Affairs) Konkretisierungen der GUZ-Charakteristiken und –Ziele für großbritannische Gewässer formuliert (DEFRA 2010).

Für die Analyse der Verbindungen zwischen GUZ und den ökonomischen Elementen der MSRL gilt folgendes:

- Bezüglich der sozio-ökonomischen Anfangsbewertung und insbesondere bei der Analyse der Kosten einer weiteren Verschlechterung wäre es theoretisch hilfreich, den aktuellen Umweltzustand mit dem angestrebten zukünftigen GUZ abzugleichen. Da die Definition des GUZ vor Fertigstellung der Anfangsbewertung nicht vorliegen wird, kann diese Vorgehensweise aber erst in zukünftigen Umsetzungszyklen angestrebt werden.
- Im Hinblick auf die Auswahl von MSRL-Maßnahmen und deren Umfang ist die Definition des guten Umweltzustands unabdingbare Voraussetzung, da diese auch die notwendige Verbesserung zwischen dem faktischen Zustand und dem angestrebten Referenzzustand bestimmt. In Bezug auf das vorliegende Vorhaben ist festzustellen, dass eine genaue Definition des GUZ für die Erstellung eines Mengengerüstes zur Nutzenerfassung (Modul 3a) und der Quantifizierung der Nutzenkategorien (Modul 3b) nicht notwendig ist. Gleichzeitig muss bei der Auswahl der zu betrachteten Maßnahmen im Rahmen der Fallstudien, die durchgeführt werden, um die entwickelte Methodik zur Nutzenerfassung in diesem Vorhaben (Modul 4) zu überprüfen, ein zu erreichender Umweltzustand angenommen werden. Dieser wird auf zu dem Zeitpunkt fertiggestellten Arbeiten und/oder Expertenmeinungen basieren, beeinflusst aber nicht die grundlegende Aussage der Fallstudien in Bezug auf die Anwendbarkeit des entwickelten Methodenkonzeptes.

III.3 Diskussion der Anwendung der ökonomischen Elemente auf EU-Ebene und ihre Umsetzung in ausgewählten Mitgliedstaaten

Aufgrund der Forderung der MSRL, auf regionaler Ebene zu kooperieren, und den wenigen Erfahrungen, die in Deutschland bislang mit der Anwendung von KNA vorhanden sind, ist eine Analyse der Vorgehensweise in anderen Mitgliedstaaten der EU für die Erarbeitung des Methodenkonzeptes unabdingbar.

Die im Folgenden präsentierten Vorgehensweisen auf nationaler, regionaler und EU-Ebene sind mit Hilfe einer Literatur- und Dokumentenanalyse sowie durch Experteninterviews identifiziert und analysiert worden. Die Experteninterviews folgten in diesem Rahmen der Zielstellung, ein möglichst praxisnahes und realistisches Bild des Diskussionsstandes in den selektierten Mitgliedstaaten zu erhalten, und einen offenen Informationsaustausch zu initiieren. Diese Interviews sind anonymisiert und nicht im Anhang aufgeführt; im Anhang II findet sich der Interviewleitfaden. Außerdem stellen die Aussagen der Interviews keine offizielle Position der Mitgliedsstaaten zu der Implementierung der MSRL dar.

Die Hauptdokumente sind wie folgt:

- WG ESA (2010): Economic and social analysis for the initial assessment for the MSFD: A Guidance Document - a legally non binding Document – Draft Dez. 2010.
- Deutsche Anfangsbewertung: Marggraf et al. (2011) (erster Zwischenbericht des Forschungsvorhabens zur deutschen Anfangsbewertung; Februar 2011).
- EFTEC/ENVECO (2010): OSPAR Regional Economic and Social Assessment for the Marine Strategy Framework Directive – draft works specification.
- SEPA (2008): The economic value of ecosystem services provided by the Baltic Sea and Skagerrak. Existing information and gaps of knowledge. Report 5874.
- Großbritannien: DEFRA (2009): Scoping Study for Elements of the Marine Strategy Framework Directive -Impact Assessment Evidence Base.
- Frankreich: Agence des aires marines protégées/Ifremer (2010): Évaluation Initiale Volet Analyse économique et sociale Guide technique en vue de la réalisation des projets d'analyse.
- Niederlande: Rob van der Veeren (2009): Economische analyse van het gebruik van de Noordzee.
- Europäische Kommission DG Umwelt (2010): Scoping study on the requirements for economic assessment in the Marine Strategy Framework Directive - Final report.

Im folgenden Text wird in den entsprechenden Passagen auf die jeweiligen Dokumente Bezug genommen, ohne dass diese an jeder Stelle als Quelle angegeben werden. Dienen andere Dokumente oder Quellen als Referenz, ist dies gesondert in den Fußnoten dargestellt. Das gleiche gilt für die Ergebnisse der Experteninterviews.

Experteninterviews sind in folgenden Ländern geführt worden:

- Frankreich.
- Großbritannien.
- Finnland.
- Niederlande.
- Schweden.

III.3.1 Diskussion über die Anwendung der ökonomischen Elemente auf EU-Ebene

Im Dezember 2010 hat die Europäische Arbeitsgruppe „Wirtschaftliche und gesellschaftliche Analyse“ (EU WG ESA) ein erstes, nicht bindendes „Guidance Dokument“ für die Durchführung der wirtschaftlichen und sozialen Analyse im Rahmen der Anfangsbewertung nach MSRL herausgegeben. Da in der Richtlinie die Vorgehensweise bei der geforderten Bestandsaufnahme des aktuellen Umweltzustandes der betreffenden Gewässer (Art. 8.1 (a)) sowie den wichtigsten Belastungen und Wirkungen auf den Umweltzustand (Art. 8.1 (b)) nicht eindeutig festgelegt ist, wurde dieser Leitfaden als Unterstützung der Mitgliedsstaaten bei der Implementierung der MSRL entwickelt.

Auch wenn der Leitfaden nicht zum Ziel hat, die Mitgliedstaaten bei der Durchführung von Folgenabschätzungen und KNA nach Artikel 13 zu unterstützen, so werden bereits erste wichtige Festlegungen in diese Richtung getroffen. Zum Beispiel werden für die wirtschaftliche und gesellschaftliche Analyse der Nutzung der Gewässer zwei Ansatzpunkte näher betrachtet - ohne damit die Anwendung weiterer Ansätze auszuschließen: zum einen der „Ansatz ökosystemarer Dienstleistungen“, zum anderen der Ansatz der „Marine Water Accounts“. Diese beiden Ansätze unterscheiden sich vor allem im Ausgangspunkt der Betrachtung sowie in ihrem Detailgrad und Datenbedarf. Sie können später auch bei der Nutzenbewertung von Maßnahmen herangezogen werden.

Beide Ansätze folgen dem Ökosystem-Ansatz für die Steuerung menschlichen Handelns, “*der gewährleistet, dass die Gesamtbelastung durch diese Tätigkeiten auf ein Maß beschränkt bleibt, das mit der Erreichung eines guten Umweltzustands vereinbar ist, und dass die Fähigkeit der Meeresökosysteme, auf vom Menschen verursachte Veränderungen zu reagieren, nicht beeinträchtigt wird, und der gleichzeitig die nachhaltige Nutzung von Gütern und Dienstleistungen des Meeres heute und durch die künftigen Generationen ermöglicht“* (Artikel 1, Abs. 3 MSRL).

Der Ansatz ökosystemarer Dienstleistungen legt den Schwerpunkt auf die Identifizierung der Ökosystemdienstleistungen. Die wesentlichen Schritte bei der Anwendung dieses Ansatzes sind:

- Identifizierung der Meeresökosysteme sowie Analyse des aktuellen Umweltzustands (Art. 8.1 (a)) und der wichtigsten Belastungen und Wirkungen auf den Umweltzustand (Art. 8.1 (b)).
- Identifizierung sowie, wenn möglich, Quantifizierung der Ökosystem-Dienstleistungen (sowohl direkte als auch indirekte Nutzen- sowie Existenzwerte).
- Identifizierung der Antriebkräfte sowie der Belastungen der Ökosystem-Dienstleistungen.

Der Schwerpunkt des Marine Water Accounts-Ansatzes liegt auf der wirtschaftlichen Nutzung der Meeresgewässer. Er basiert auf Kennzahlen und Daten aus der Regionalökonomie und deckt Punkte wie Produktion, Verwendung von Zwischenprodukten, Bruttowertschöpfung, Entlohnung der Beschäftigten oder Erwerbspersonen ab. Der Ansatz baut vor allem auf die Erfahrungen der Datenmessung im Rahmen der WRRL auf und berücksichtigt folgende Schwerpunkte:

- Identifizierung und Beschreibung der wirtschaftlichen Aktivitäten in den Meeresgewässern.
- Identifizierung sowie wenn möglich Quantifizierung der ökonomischen Aktivitäten, wie z.B. Bruttowertschöpfung, Beschäftigtenanzahl etc.
- Identifizierung sowie wenn möglich Quantifizierung der Emissionen die durch die wirtschaftlichen Aktivitäten entstehen.

Die wichtigsten Unterschiede zwischen den beiden Ansätzen sind in der folgenden Tabelle 5 dargestellt. Der Ansatz der ökosystemaren Dienstleistungen verfolgt einen ambitionierteren Zugang als jener des Marine Water Accounts. In den beiden Kennzahlen „Nutzung“ und „Belastung“ betrachtet letzterer lediglich die Emissionen aus den ökonomischen Sektoren. Beim Ansatz der ökosystemaren Dienstleistungen werden hingegen sämtliche Belastungen auf die (marinen) Ökosysteme in der Bewertung berücksichtigt. Der Grund für diese Einschränkungen im Marine Water Account-Ansatz basiert auf der zugrundenliegenden Datenverwendung, da nur statistische Daten aus der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung verwendet werden.

Tabelle 5: Marine Water Accounts und der Ansatz ökosystemarer Dienstleistungen

	Identifizierung	Quantifizierung	Bewertung
Nutzung			
- Direkte Nutzung			
o Ökonomische Sektoren	xo	xo	xo
o Weitere Nutzung	x	x	x
- Indirekte Nutzung	x	x	x
- Nichtgebrauch	x	x	x
Belastungen			
- Emissionen durch ökonomische Sektoren	xo	xo	x
- Weitere Belastungen	x	x	

Marine Water Accounts (o); Ansatz ökosystemarer Dienstleistungen (x); Quelle: WG ESA 2010.

Des Weiteren enthält der Leitfaden Ansätze zur Abschätzung der Kosten einer weiteren Verschlechterung. Diese sind:

- Der Ansatz ökosystemarer Dienstleistungen (siehe oben).
- Der Thematische Ansatz, der aus folgenden Arbeitsschritten besteht:
  a) Definition der potentiellen Verschlechterungen für die Meeresumwelt, wie z.B. Abfall, chemische Verbindungen usw.
  b) Definition von Referenzbedingungen, wie z.B. der Bedingungen, die zur Erreichung des GUZ notwendig sind.
  c) Qualitative, wenn möglich quantitative Beschreibung der Differenz zwischen Referenzbedingung und dem aktuellen Zustand der Meeresumwelt, z.B. Beschreibung der Verschlechterung der Meeresumwelt usw.
  d) Beschreibung der möglichen Auswirkungen einer Verschlechterung auf den Menschen (qualitativ, quantitativ oder monetär).
- Der Kostenbasierte Ansatz, der aus folgenden Arbeitsschritten besteht:
  e) Identifizierung sämtlicher rechtlicher Grundlagen die zur Verbesserung der Meeresumwelt beitragen.
  f) Bewertung der Kosten, die auf Grundlage dieser Regelungen im privaten und öffentlichen Sektor entstehen.
  g) Bewertung der Effekte der Regelungen auf die Meeresumwelt.
  h) Ermittlung der Kosten der verschiedenen Gesetzesgrundlagen zum Schutz der Meeresumwelt.

Der Leitfaden beschreibt daraufhin vier unterschiedliche Vorschläge für Kategorisierungs- bzw. Bewertungsmethoden, die im Rahmen der Ermittlung der Kosten einer weiteren Verschlechterung angewendet werden können. Allerdings sind die Ausführungen hierzu sehr überblicksartig und mehr allgemeiner Natur. Eine detailliertere Anleitung zu den einzelnen Bewertungsmethoden findet sich nicht. Die vorgestellten Ansätze sind (siehe auch Marggraf et al. 2011):

- Total Economic Value (TEV): Der TEV umfasst verschiedene Motive der individuellen Wertschätzung für das Schutzgut Umwelt, wobei sich der gesamte ökonomische Wert aus mehreren Bestandteilen zusammensetzt. Die EU WG ESA verwendet folgende Systematik: (1) direkte Gebrauchswerte (für Wirtschaftssektoren und andere Aktivitäten), (2) weitere Nutzen (indirekte Gebrauchswerte, Nicht-Gebrauchswerte (Vererbungs-, Existenzwert und altruistischer Wert) und Optionswerte).
- Bewertung in qualitativen, quantitativen und monetären Größen: Kosten und Nutzen lassen sich in monetären Größen beschreiben, was für die Analyse jedoch nicht zwingend notwendig ist. Die qualitative Beschreibung von Werten ist in vielen Fällen ausreichend, wobei es normalerweise wünschenswert wäre, die Verschlechterung zu quantifizieren und zu monetarisieren, wenn Daten in ausreichender Qualität vorhanden sind.

- Qualitative und quantitative Bewertungsstudien: Die Bewertungen können qualitativ und quantitativ in dem Sinne sein, dass sie Hinweise auf die Art der Ökosystem-Dienstleistungen, die verloren gehen, bieten. Die Abschätzung der Höhe des Schadens kann ohne eine Monetarisierung erfolgen. So könnte diese Einschätzung beispielsweise basierend auf der Analyse von Veränderungen der Lagerbestände (Kapital und natürliche Ressourcen), die auf Grund der Verschlechterung der Meeresumwelt wahrscheinlich stattfinden werden oder stattgefunden haben, durchgeführt werden.
- Valuation Studies (Bewertungsstudien): Existieren für ökosystemare Dienstleistungen Marktpreise, so lassen sich diese unmittelbar für eine Bewertung von Veränderungen des Umweltzustands heranziehen. Da in den meisten Fällen ökosystemare Dienstleistungen jedoch nicht auf Märkten gehandelt werden, müssen für eine ökonomische Bewertung von Veränderungen des Umweltzustands spezielle Bewertungsmethoden wie Zahlungsbereitschaftsanalysen angewendet werden.

Der Leitfaden legt sich auf keinen der dargestellten Ansätze fest, sondern empfiehlt, eine Reihe von theoretischen, praktischen und pragmatischen Fragen zu erörtern, um den am besten geeigneten Ansatz zu finden. Dabei ist es vor allem wichtig herauszuarbeiten, welche Schwachstellen jeder dieser Ansätze hat und denjenigen zu wählen, der mit dem vorhandenen Datenmaterial zu den besten Ergebnissen führt, die dann Entscheidungsträger im politischen Prozess unterstützen können.

Da die Richtlinie selber keine exakten Vorgaben in Bezug auf KNA beinhaltet, ist anzunehmen, dass im Rahmen des CIS-Prozesses hierzu weiter gearbeitet wird. In welcher Form und in welchem Detailgrad die Ergebnisse dieser Arbeiten letztendlich vorliegen werden, ist noch nicht abzusehen.

Im Hinblick auf die Entwicklung des Methodenkonzeptes zur Erhebung der Nutzen im Rahmen einer KNA sind folgende Aspekte der ESA potentiell relevant:

- Die Aufzählung verschiedener Ansätze zur Bewertung und Kategorisierung von Nutzen, unter denen sich auch das Konzept des TEV wiederfindet.
- Die Ergebnisse der sozio-ökonomischen Anfangsbewertung, insbesondere der Kosten einer weiteren Verschlechterung.
- Die Herangehensweise zur Identifizierung der Zusammenhänge zwischen „Ökosystem“ und „Nutzungen“ im Rahmen des oben erwähnten „Ansatzes ökosystemarer Dienstleistungen“.

III.3.2 Diskussion über die Anwendung der ökonomischen Elemente in der deutschen ESA-Bestandsaufnahme

Im Rahmen der Anfangsbewertung (Marggraf et al. 2011) schlagen die Autoren für Deutschland vorläufig eine Herangehensweise gemäß „Thematic Approach“ vor. Es wird die Auffassung der WG ESA geteilt, dass dieser im Hinblick auf die zeitlichen und budgetären Restriktionen bei der Analyse der Kosten einer Verschlechterung der Meeresumwelt einen pragmatischen Ansatz darstellt. Dabei sind die Themenbereiche nicht die (möglichen) Verschlechterungen (wie beispielsweise ‚Eutrophierung’ oder ‚invasive Arten’), sondern die verschiedenen Nutzungsformen (wie beispielsweise

‚Schifffahrt' oder ‚Offshore-Windenergie'). Diese verschiedenen Nutzungen werden dann in einer ersten Annäherung mit den ökologischen Effekten verbunden.

Nachdem über den modifizierten Thematic Approach die Nutzungsbereiche und die damit einhergehenden ökologischen Effekte identifiziert und die Kosten einer Meeresumweltverschlechterung qualitativ analysiert werden, werden die Kosten einer weiteren Verschlechterung ebenfalls qualitativ dargestellt. Zur Anwendung kommt hierbei das Rahmenkonzept des Total Economic Value (TEV), das jedoch innerhalb des Berichts nicht direkt auf die ökosystemaren Dienstleistungen bezogen wird. Vielmehr geht es darum, nach einer qualitativen Analyse der Kosten einer Meeresumwelt-Verschlechterung systematisch darzustellen, wie sich diese Verschlechterung auf verschiedene Wertkategorien auswirkt. Dazu wurden erste Matrizen erstellt, die zusammenfassend darstellen, wie sich die verschiedenen Nutzungsformen mit ihren ökologischen Effekten auf die Wertkategorien auswirken (siehe Seite 164ff Anfangsbewertung). Diese können als Grundlage für die Bewertung des Nutzens von Maßnahmen verwendet werden

Im Hinblick auf die Entwicklung des Methodenkonzeptes zur Erhebung der Nutzen im Rahmen einer KNA sind folgende Aspekte der ESA potentiell relevant:

- Beim Thematic Approach handelt es sich um einen pragmatischen Ansatz, der in Kombination mit einer Erweiterung des marine „Water Accounts Approaches" die verschiedenen Nutzungsarten umfassend beleuchtet und dabei ökonomische Kennzahlen (Umsätze/Beschäftigungszahlen), aber auch die möglichen ökologischen Auswirkungen der Nutzungen berücksichtigt.
- Erste Matrizen, die Nutzungsformen ökologischer Effekte und Wertkategorien zusammenfassend darstellen, können im Hinblick auf die Entwicklung des Methodenkonzeptes zur Erhebung der Nutzen relevant sein.

III.3.3 Vorgehen auf regionaler Ebene (OSPAR und HELCOM)

Im Juli 2010 hat OSPAR einen ersten Zwischenbericht zur Anfangsbewertung im nordatlantischen Raum veröffentlicht (EFTEC/ENVECO 2010[43]). Ziel des Berichtes ist es, die beste Option für die Koordinierung der einzelnen Mitgliedstaaten in der OSPAR-Region im Hinblick auf die Umsetzung der MSRL zu identifizieren, um die zur Verfügung stehenden Ressourcen effizient zu nutzen. Darüber hinaus soll eine Handlungsanleitung für die Durchführung der ESA in jedem Mitgliedsstaat entwickelt werden, die von möglichst vielen der relevanten Akteure in OSPAR unterstützt und angewendet wird.

Der Bericht beschränkt sich aber nicht ausschließlich auf die Anfangsbewertung, sondern versucht alle ökonomischen Anforderungen zusammenzubringen, um die Arbeit zu optimieren. So beinhaltet der Bericht auch einige methodische Hinweise zur KNA. Diese stellen jedoch wichtige Grundprinzipien für die Durchführung von KNA in der OSPAR-Region dar (siehe EFTEC/ENVECO 2010: Anhang I Box I). Diese Prinzipien lassen sich wie folgt zusammenfassen:

[43] Die in EFTEC/ENVECO (2010) enthaltene Herangehensweise zur ESA im Rahmen der OSPAR stellt einen Vorschlag zum Vorgehen dar; dieser wurde im ersten Halbjahr 2011 signifikant verändert bzw. konkretisiert.

- Die KNA soll mit Bedacht auf die wirtschaftliche Effizienz (auch als "Allokationseffizienz" bezeichnet) durchgeführt werden; knappe Ressourcen sind optimal zu nutzen, d.h. die Zuordnung der Ressourcen soll zur Maximierung des Nettonutzens (Nutzen minus Kosten) für die Gesellschaft führen.
- Kosten und Nutzen haben genaue Definitionen. Nutzen wird als Erhöhung der "gesamtwirtschaftlichen Wohlfahrt" definiert, Kosten als Reduktion derselben.
- Kosten und Nutzen sind monetär zu messen. Kosten und Nutzen, wie zum Beispiel Kapitalkosten oder laufende Ausgaben (z.B. Kosten der Beschäftigung von zusätzlichem Personal zur Einhaltung von Verordnungen) sollten als Opportunitätskosten betrachtet werden. Der Nutzen sollte in der Zahlungsbereitschaft für die Verstärkung des Wohlbefindens reflektiert werden.
- Nutzen und Kosten sollen aggregiert werden über (i) verschiedene Arten von Kosten und Nutzen, (ii) alle Teile der Gesellschaft (die Summe aller Individuen und Gruppen), und (iii) die Zeit (auf Basis der Diskontierung der Zukunft).
- Für eine Maßnahme muss der derzeitige Barwert des Nutzens dem derzeitigen Barwert der Kosten gegenüber gestellt werden. Es wird davon ausgegangen, dass das Hauptkriterium für die Entscheidungsfindung der Barwert (NPV) einer Maßnahme ist[44]. Die Priorisierung von verschiedenen Optionen sollte anhand des NPV erfolgen.
- Verteilungswirkungen: In der KNA sollten bei der Ermittlung der Kosten und Nutzen die Verteilung auf die Einzelpersonen, Gruppen oder Sektoren mit betrachtet werden. Darauf basierend wird dann entweder eine: (i) Sensitivitätsanalyse, oder (ii) explizite Gewichtung der Kosten und Nutzen zur Feststellung von Fragen der Gerechtigkeit empfohlen.
- KNA kann entweder im ex-ante- oder im ex-post-Kontext angewendet werden. Im derzeitigen Setting der MSRL ist die Anwendung der KNA im ex-ante-Kontext notwendig, wobei der Schwerpunkt auf möglichen Maßnahmen zur Erreichung des GUZ nach den verschiedenen Deskriptoren liegt.

Im Rahmen der HELCOM ist der Stand der Diskussion wie folgt:

- Die Bemühungen sind derzeit auf die Umsetzung der Umweltaspekte gemäß Art. 8 MSRL ausgerichtet, aber die sozio-ökonomischen Aspekte werden im nächsten Treffen der sogenannten "MSRL-Koordinierungsplattform" diskutiert.
- HELCOM hat die Operationalisierung des Art. 13 noch nicht begonnen. Die derzeitige Umsetzung der Maßnahmen des Ostsee-Aktionsplans wird in vielen Fällen als gute Grundlage für ein koordiniertes Maßnahmenprogramm gemäß MSRL gesehen.

---

[44] Laut Investitionstheorie gilt der Barwert nur dann als ein geeigneter Indikator zur Auswahl von Alternativen, wenn die Investitionskosten der verglichenen Alternativen gleich groß sind. Wenn aus unterschiedlich großen Investitionen das optimale Bündel zusammengestellt werden soll, muss dagegen diejenigen Investitionen mit dem besten K/N-Verhältnis ausgewählt werden.

- Dokumente mit näheren Ausführungen zur KNA wurden nicht identifiziert.
- Zudem ist zu erwarten, dass die vorbereitenden (vgl. Huhtala et al. 2009) und die derzeit laufenden Arbeiten zur Erstellung des „Baltic Stern Reports“ eine wichtige Rolle bei der Definition und exakteren Beschreibung der ökonomischen Arbeiten der MSRL auf der Ebene der HELCOM spielen werden.

Im Hinblick auf die Entwicklung des Methodenkonzeptes zur Erhebung der Nutzen im Rahmen einer KNA sind folgende Aspekte potentiell relevant:

- Zukünftige Entwicklungen in den regionalen Organisationen HELCOM und OSPAR sollten auf jeden Fall während der Umsetzung der MSRL in Deutschland berücksichtigt werden.
- Die Kosten- und Nutzendefinitionen aus der HELCOM sollten angewendet und monetär gemessen werden. Dabei sollten Nutzen und Kosten aggregiert werden, wobei die genaue Vorgangsweise (z.B.: verschiedene Arten von Kosten und Nutzen, zu berücksichtigende Teile der Gesellschaft, der Zeitrahmen) noch abzustimmen ist.
- Als Hauptkriterium für die Entscheidungsfindung sollte der Barwert (NPV) einer Maßnahme erfolgen.
- Verteilungswirkungen der Kosten und des Nutzens sollten berücksichtigt werden.

III.3.4 Vorgehen in den Anrainerstaaten (Interviewergebnisse)

Im Zuge des Vorhabens wurde auch das Vorgehen bezüglich der KNA von Maßnahmen in anderen Anrainerstaaten der Nord- und Ostsee untersucht. Dabei ist anzumerken, dass in Schweden, Norwegen und Großbritannien allgemeine Leitlinien zur Durchführung von KNA bzw. zur Bewertung von Nutzen vorliegen. Inwieweit diese auch die Basis für die Umsetzung der Anforderungen der MSRL bieten, ist unklar. Es ist aber davon auszugehen, dass die allgemeinen Herangehensweisen um MSRL-spezifische Aspekte ergänzt und dann verwendet werden. Diese wurden im Zuge dieses Kapitels nicht weiter beschrieben, aber im Rahmen von Kapitel 4 zur Beantwortung der spezifischen Fragen herangezogen.

In diesem Kapitel werden somit nur die mit Hilfe der Interviews gewonnen Ansätze zur Umsetzung der MSRL dargestellt. Dazu wurden Umsetzer in Frankreich, Schweden, Finnland, den Niederlanden und Großbritannien zum Stand der Umsetzung befragt.

Dabei stellte sich in Bezug auf die Umsetzung der MSRL folgendes heraus:

- Derzeit wird in allen Staaten an der Anfangsbewertung und der Definition des GUZ gearbeitet.
- Die Arbeiten zur KNA sind gerade in Vorbereitung, wobei der Stand der Arbeiten unterschiedlich ist. In den Niederlanden wurde in 2010 eine erste Datenbank von Maßnahmen erstellt. In Finnland existiert ein vorläufiges Modell für die KNA, bislang allerdings mit einem thematischen Schwerpunkt auf Eutrophierung. Des Weiteren sind Arbeiten zur Modellierung der verschiedenen Prozesse und zur Abschätzung der Kosten der verschiedenen Maßnahmen im Gange. In Frankreich wurden erste Schritte bezüglich der Kostenbetrachtung unternommen. In

Großbritannien sollen die ersten Ergebnisse der KNA im November 2011 veröffentlicht werden, nach der Fertigstellung des Baseline-Szenarios im Juni 2011.

- In Großbritannien stellt die Erstellung des Baseline-Szenarios („Business as Usual“) einen wichtigen Meilenstein für die Umsetzung der MSRL dar. GB verfolgt einen qualitativen Ansatz zur Beschreibung der wichtigsten Belastungen und deren Auswirkungen für Mensch und Umwelt.
- Die Auswahl der Maßnahmen, die einer KNA unterzogen werden sollen, ist derzeit noch unklar, da die Definition der Umweltziele bzw. des GUZ teilweise noch nicht geklärt ist. Das Thema Eutrophierung ist in allen Ostseestaaten ein zentrales und steht bei den Betrachtungen im Vordergrund. In anderen Bereichen, wie z.B. Lärm und Müll sind noch wenige Grundlagen geschaffen, da insbesondere die Informationen bzw. Daten nicht vorhanden sind, was auch die Berechnung der Nutzen von Maßnahmen oftmals erschwert.
- In den Niederlanden und Frankreich sollen neben KNA auch Überlegungen zur Kosteneffizienz der Maßnahmen angestellt werden. Diese Überlegungen sollen in die Maßnahmenauswahl einfließen.
- Wie auch schon bei der Umsetzung der WRRL sind die direkten Kosten der Maßnahmen in vielen Bereichen hinreichend bekannt (auch wenn oft nur Durchschnittswerte bekannt sind, die im Einzelfall erheblich variieren können), die Wirkungsweise (insbesondere der Erfolg) und der Nutzen einer Maßnahme aber nicht.
- Die Ermittlung der Kosten wird derzeit in den Mitgliedsstaaten diskutiert. Während Frankreich die Kosten der Maßnahmen auf Grund von verlorenen Nutzungen ermittelt, werden in Finnland derzeit nur direkte Kosten betrachtet. Welche Ansätze die restlichen Mitgliedsstaaten verfolgen, wird voraussichtlich in den nächsten Monaten geklärt. Es ist auch anzumerken, dass die Kostenbegriffe (z.B. direkte und indirekte, Opportunitätskosten) in den einzelnen Mitgliedstaaten noch nicht abschließend definiert sind und es daher vorkommen kann, dass derselbe Kostenbegriff für unterschiedliche Tatbestände bzw. verschiedene Kostenbegriffe für denselben Tatbestand verwendet wird. Die tatsächlichen Unterschiede in der Herangehensweise können aufgrund dessen erst zu einem späteren Zeitpunkt ermittelt werden.
- Die Herangehensweise, welche Nutzen betrachtet werden sollen, ist sehr unterschiedlich. Während sich Frankreich eher auf direkte Nutzengewinne und bestimmte soziale und kulturelle Aspekte beschränkt, wollen Großbritannien, Schweden und Finnland dem Ökosystemansatz folgen.
- In allen Staaten soll die Öffentlichkeit in die KNA eingebunden werden. Dabei gibt es unterschiedliche Ansätze, die von einer reinen Information (FI, SE) bis zur Einbindung der Präferenzen der Bevölkerung, der Wissenschaft, betroffener Akteure und NRO (GB, FR) über Bewertungsstudien reichen. In den Niederlanden werden hingegen keine Bewertungsstudien verwendet
- Die Darstellung der Ergebnisse wird derzeit noch diskutiert, soll aber in den meisten Fällen Gebrauchswerte und Nicht-Gebrauchswerte umfassen. In den

Niederlanden werden qualitative (Nature Point Index) und quantitative Ansätze diskutiert. Die Entscheidung wird basierend auf dem Wunsch des Parlaments getroffen. In Finnland und Großbritannien sollen die Ergebnisse mit Hilfe von Karten dargestellt werden. Insbesondere soll dadurch die Verbindung zwischen Belastungen, Umweltzustand sowie Ökosystemdienstleistungen besser verständlich gemacht werden.

- In allen Mitgliedsstaaten laufen derzeit zahlreiche Forschungsprojekte, um vorhandene Wissenslücken zu schließen.

Zusammenfassend lässt sich sagen:

- Die KNA gemäß MSRL steht in allen Anrainerstaaten erst am Anfang und es zeigt sich erheblicher Diskussionsbedarf sowohl bezüglich des Vorgehens als auch bezüglich der Darstellung. Nur in Großbritannien und den Niederlanden gibt es Untersuchungen zu den konkreten Nutzen von Maßnahmen gemäß MSRL. In den anderen Mitgliedsstaaten konnten nur „Bewertungsstudien“ für Teilaspekte oder einzelne Sektoren und nicht immer mit Bezug zu den Anforderungen der MSRL identifiziert werden.
- Trotzdem lassen sich aus den derzeit laufenden Arbeiten zu den ökonomischen Elementen der MSRL erste möglicherweise relevante Ansatzpunkte identifizieren, die im folgenden Kapitel näher dargestellt werden.

III.4 Analyse von Fragestellungen zur methodischen Vorgehensweise

III.4.1 Einleitung und Allgemeine Festlegungen

Das im vorliegenden Projekt zu entwickelnde Methodenkonzept hat zum Ziel, einem Anwender von Meeresschutzmaßnahmen nach Art. 13 MSRL zu erlauben, im Rahmen der geforderten KNA möglichst schnell und effektiv den ökonomischen Nutzen von Maßnahmen bzw. Maßnahmenbündeln zur Erreichung des GUZ zu bestimmen. Dabei steht neben Praktikabilität und wissenschaftlicher Fundiertheit insbesondere die Überprüfung der Möglichkeit, den Nutzen quantitativ zu bestimmen, im Fokus der Analyse. Zur Abschätzung der Nutzen werden dabei zunächst die Auswirkungen auf das Ökosystem dargestellt. Darauf aufbauend werden die gesellschaftlichen Nutzen betrachtet. Dazu zählen insbesondere die in den direkt betroffenen Wirtschaftssektoren entstehenden Nutzen (z. B. in der Fischereiwirtschaft entstehende Nutzen durch Maßnahmen zur Sicherung der Fischbestände etc.) sowie darüber hinaus auch die gesamtgesellschaftlichen Nutzen.

Da sich die verschiedenen Maßnahmen bzw. Maßnahmenbündel in ihrer Ausprägung, Ausgestaltung und bezüglich der ökologischen, ökonomischen und sozialen Bedingungen am Wirkungsort signifikant unterscheiden können, muss das Bewertungssystem so aufgebaut sein, dass es eine möglichst valide Zuordnung von Kosten und Nutzen erlaubt. Im einfachsten Fall würde sich eine „per unit"-Basis ergeben, z. B. „*Pro Tonne vermiedener Stickoxid-Immissionen ergibt sich ein ökonomischer Nutzen in Höhe von X Euro*". In der Regel werden die Kosten und Nutzen vieler Beeinträchtigungen und Verbesserungsmaßnahmen aber nicht nur vom Umfang des Schadfaktors bzw. der Sanierungsmaßnahme abhängen, sondern zum Teil in erheblichem Maße auch von der „Empfindlichkeit" der umgebenden ökologischen und ökonomischen Systeme. In diesem Fall müssen Methoden angewendet werden, wie sie bezüglich der Nutzenzuordnung zum Beispiel im Rahmen des sogenannten „Benefit-Transfers" angewendet werden (siehe beispielsweise Muthke 2002). Darüber hinaus ist absehbar, dass aufgrund der lückenhaften Datenlage nicht alle Auswirkungen von Maßnahmen quantifizierbar sein werden.

Die Arbeiten zum Methodenkonzept werden in den Modulen 3a und 3b geleistet, und in den Fallbeispielen in Modul 4 getestet. Das vorliegende Dokument hat zur Aufgabe, Festlegungen bezüglich Des Weiteren Vorgehens zu treffen und die Arbeiten in den Modulen 3a und 3b zu konkretisieren. Die an dieser Stelle getroffenen Festlegungen und Vorgehensweisen beruhen zum einen auf den Ergebnissen der Prüfung der parallel in den Nachbarstaaten stattfindenden Projekte, Diskurse und Analysen (Modul 1: siehe Kapitel 2 und 3), zum anderen auf den Ergebnissen des Treffens mit dem Forschungsbegleitkreis, das am 17.12. 2010 stattgefunden hat.

Basierend auf den ersten Rücksprachen mit AG und FBK, lassen sich folgende Feststellungen bezüglich einiger Leistungen treffen, die im Rahmen des vorliegenden Projektes *nicht* erbracht werden können:

- Die Ermittlung der physischen Auswirkungen einer Maßnahme/eines Maßnahmenbündels auf die Umwelt: Dies bleibt dem Anwender überlassen, der auf der Basis der zukünftig festgelegten Umweltziele verschiedene Maßnahmen

und Maßnahmenbündel auf deren Beitrag zu Erreichung dieser Ziele hin überprüft. Auf der Grundlage der Ergebnisse dieses Vorhabens kann aber, wie oben erläutert, die Bestimmung des ökonomischen Nutzens anhand des entwickelten Bewertungssystems erfolgen, soweit Daten verfügbar sind.

- Maßnahmenkosten:. Im Rahmen dieses Vorhabens werden keine privaten/internen Kosten (direkte Ausgaben für die Umsetzung einer Maßnahme) berücksichtigt.
- Externe Kosten von Maßnahmen bzw. Maßnahmenbündeln (negative Nutzenveränderungen): Im Rahmen dieses Vorhabens werden nicht beabsichtigte, negative Effekte von Maßnahmen – „externe Kosten“ oder „negative Nutzenveränderungen“ - als Kosten betrachtet, die bei der Durchführung einer KNA auf der Kostenseite zu Buche schlagen. Das vorliegende Projekt entwickelt ein methodisches Konzept zur Quantifizierung von beabsichtigten, positiven Auswirkungen von Maßnahmen. Dementsprechend werden unbeabsichtigte, negative Nutzenveränderungen nicht quantifiziert, der Vollständigkeit halber im weiteren Projektverlauf jedoch aufgeführt und beschrieben (Modul 3a/3b). Beispielsweise werden im Rahmen der möglichen Fallstudie „Eutrophierung“ die positiven Auswirkungen von Maßnahmen zur Reduktion von Nährstoffeinträgen (z. B. auf die Tourismusindustrie) soweit wie möglich quantifiziert; die unbeabsichtigten, negativen Auswirkungen solcher Maßnahmen (z. B. potentielle Einkommensverluste in der Landwirtschaft) werden dagegen nicht quantifiziert, der Vollständigkeit halber aber aufgeführt und beschrieben. Die Quantifizierung geschieht dann zu einem späteren Zeitpunkt im Rahmen einer vollständigen KNA, in der diese Auswirkungen auf der Kostenseite zu Buche schlagen.
- Das vorliegende Forschungsvorhaben zielt auf die Abschätzung des ökonomischen Nutzens von Maßnahmen ab; es ist nicht Ziel, den momentanen Wert des Ökosystems bzw. seiner Komponenten zu bestimmen, z. B. im Vergleich zu einer näher festzulegenden Referenzsituation. Es ist in Abhängigkeit von der Art und Weise der Monetarisierung der Auswirkungen von Maßnahmen zu prüfen, ob im Vorhaben doch in dieser Richtung Arbeiten notwendig sind (nach Rücksprache mit AG).
- Die Analyse der Kostenwirksamkeit von Maßnahmen-/programmen.

III.4.2 Analyserahmen

Frage: Welche grundlegenden Konzepte bzw. welcher Analyserahmen soll bei der Kategorisierung und Bewertung von Nutzenänderungen durch Meeresschutzmaßnahmen angewandt werden?

Leitfaden ESA:

Die WG ESA stellt Bewertungsmethoden vor, die in den von ihr vorgeschlagenen Analyse-Ansätzen zur Ermittlung der „Kosten einer Verschlechterung“ nach Artikel 8 MSRL angewendet werden können, darunter den TEV-Ansatz. Die Ausführungen hierzu bleiben im Guidance Document sehr überblicksartig und sind mehr allgemeine Überlegungen zu Bewertungsdaten, als tatsächliche Bewertungsmethoden. Laut dem Guidance Dokument der WG ESA (S. 46) ergänzen sich die Rahmenkonzepte TEV und Millennium Ecosystem

Assessment (MEA), mit dem sich ökosystemare Dienstleistungen kategorisieren lassen. Mithilfe des TEV lassen sich Wertkategorien identifizieren, die aus den jeweiligen ökosystemaren Dienstleistungen hervorgehen, wobei neben den direkten Nutzen auch die indirekten Nutzen sowie Nicht-Gebrauchswerte (Existenzwert, Vermächtniswert etc.) einbezogen werden. Das MEA legt den Schwerpunkt auf die Nutzen, die der Mensch aus den Ökosystemen zieht, und kategorisiert die Nutzen als bereitstellende, regulierende, kulturelle und unterstützende Dienstleistungen. Dabei werden Nicht-Gebrauchswerte nur mitberücksichtigt, wenn diese unter den kulturellen Dienstleistungen subsummiert werden (siehe auch Abschnitt 5.1).

Im Hinblick auf die Verwendung der Ansätze ökosystemarer Dienstleistungen und Marine Water Accounts gibt das Guidance-Dokument keine weiteren Empfehlungen.

Deutsche Anfangsbewertung:

Auch im Rahmen der deutschen Anfangsbewertung wird die Anwendung des TEV empfohlen, da der TEV nicht nur ökonomische, sondern auch soziale und ethische Erwägungen berücksichtigt. In einer ersten Annäherung wurden bereits die verschiedenen Nutzungen mit negativen Auswirkungen auf die Meeresumwelt verbunden.

Vorgehen auf regionaler Ebene:

- OSPAR: Es wurden keine diesbezüglichen Ausführungen gefunden.
- HELCOM: Die SEPA-Studie für die Ostsee listet eine Vielzahl von Bewertungsstudien und -ansätzen der Anrainerstaaten auf, ohne konkrete Hinweise zur Operationalisierung der verschiedenen Ansätze zu geben.

Vorgehen in anderen Mitgliedstaaten:

In den befragten Mitgliedstaaten wird die Verwendung von Ökosystemansatz und TEV diskutiert (Ökosystem-Ansatz in SE; TEV-Ansatz in GB und NL), wobei aufgrund der Frühzeitigkeit der Befragung Details im Hinblick auf die genaue Ausgestaltung der Herangehensweisen noch ungeklärt sind. Dadurch konnte im Rahmen der Interviews auch nicht geklärt werden, inwieweit sich die Ansätze der Mitgliedstaaten inhaltlich unterscheiden, oder ob nur die Begrifflichkeiten voneinander abweichen. In zwei der befragten Länder (Frankreich und Niederlande) wird – soweit bekannt - die Verwendung von Marine Water Accounts in Erwägung gezogen[45].

Vorgehen nach Literatur:

Die Studie der DG Umwelt sieht den TEV-Ansatz als empfehlenswert an. Sollte dieser nicht umgesetzt werden können, sei eine Bewertung der Verluste („loss of financial net returns“) in den betroffenen Sektoren die zweitbeste Option.

[45] Die Verwendung von Marine Water Accounts wird außerdem in Spanien, Slowenien und Belgien erwogen.

III.4.3 Anwendungsbereich und Systemgrenzen

Bezüglich des Anwendungsbereiches und der Systemgrenzen der Untersuchungen, die im vorliegenden Forschungsvorhaben durchgeführt werden, besteht Klärungsbedarf hinsichtlich folgender Punkte:

- Geographische Systemgrenzen.
- Überschneidungen mit WRRL-Gebieten und –maßnahmen.
- Ökosystemare Systemgrenzen.
- Sektorale Systemgrenzen.
- Diskontierung und Betrachtungszeiträume.
- Grenznutzen.

Geographische Systemgrenzen

Frage: Wie wird bei der Bewertung von Nutzen mit benachbarten Meeresregionen umgegangen (Art. 13, Abs. 8 MSRL: „Prüfen der Auswirkungen der Maßnahmen auf benachbarte Meeresregionen“)? Die RL nennt als „Zielregionen“ für die Maßnahmen die nationalen Hoheitsgewässer, die sich gegenseitig mit den benachbarten Regionen beeinflussen. Gleichzeitig hängen die Auswirkungen von Maßnahmen eng mit der Größe des betrachteten Raumes zusammen – eine bestimmte Reduktion der Nährstoffimmissionen kann für die deutschen Gewässer einen bestimmten Nutzen erbringen. Die Wirkungen gehen aber darüber hinaus. Der Nutzen in deutschen Gewässern stellt deshalb nur einen Teilnutzen der gesamten Wirkung dar.

Leitfaden ESA:

Im ESA-Leitfaden wird auf die Problematik hingewiesen, aber keine konkrete Handlungsanweisung zum Umgang damit gegeben.

S. 65: For marine waters, it is very common that sources/drivers are located far away from the area of the impact and consequent socioeconomic cost effects, implying that the appropriate geographical scale with regard to policy responses is larger than the water body itself and usually includes the whole drainage basin of the water body or even a larger area.

Deutsche Anfangsbewertung:

Die deutsche Anfangsbewertung wird sich voraussichtlich ausschließlich auf die deutschen Hoheitsgewässer beziehen. Im Falle des Tourismus werden jene Landkreise mit berücksichtigt, die an die Küstengebiete grenzen. Eine weitere indirekte Abgrenzung erfolgt über die wirtschaftliche Sektorenanalyse.

Vorgehen auf regionaler Ebene:

- OSPAR: Der Umgang mit geographischen Systemgrenzen ist in der OSPAR-Region bislang unklar. Wie die Maßnahmenauswahl in der Region räumlich stattfinden wird, ist ebenfalls noch ungeklärt; zu diesem Punkt werden noch weitere Diskussionen geführt werden.
- HELCOM: Es wurden keine diesbezüglichen Ausführungen gefunden.

Vorgehen in anderen Mitgliedstaaten:

In Großbritannien wurde im Rahmen der Scoping Studie (DEFRA, 2009) eine Nutzenanalyse in den Festlandsgewässern (UK Continental Shelf) durchgeführt. Dieser Ansatz wurde insbesondere ausgewählt, um die Umsetzung der Richtlinie zu vereinfachen. Da aber die Arbeiten zur KNA in den befragten Anrainerstaaten bislang nicht weiter fortgeschritten sind, lässt sich hier noch keine abschließende Aussage treffen. Die ersten Ergebnisse aus den Niederlanden sind im Dezember 2011 zu erwarten.

Vorgehen nach Literatur:

Im Rahmen der Studie der DG Umwelt wird darauf verwiesen, dass die Maßnahmen auf Grundlage der Anfangsbewertung zu treffen sind (Art. 13, Abs. 1) und es Sinn macht, die Maßnahmenkosten mit den Ergebnissen der Anfangsbewertung in Verbindung zu bringen. Im Umkehrschluss müsste der Nutzen somit nur für jene Sektoren/Bereiche betrachtet werden, die Teil der Anfangsbewertung sind. Die Studie weist (auf S. 31) aber darauf hin, dass im Rahmen der Kosten-Wirksamkeitsanalysen (KWA) gemäß Art. 13 Abs. 3 MSRL zu dem Ergebnis gekommen werden kann, dass Maßnahmen im Ausland kosteneffizienter durchzuführen sind als in Deutschland. Demnach müsste also auch der Nutzen der Maßnahmen auf regionaler Ebene betrachtet werden, denn der Bewertungsrahmen für KNA und KWA sollte der gleiche sein.

Auch die weiteren Ausführungen zum Thema Unverhältnismäßigkeit liefern keine deutlichen Hinweise auf geographische Systemgrenzen. Zur Argumentation der Unverhältnismäßigkeit werden in der Studie drei mögliche Argumentationslinien aufgebaut: i) Vergleich Kosten zu Nutzen; ii) Vergleich Kosten mit Zahlungsfähigkeit und iii) Vergleich von Kosten-Nutzen-Verhältnissen von Maßnahmen an verschieden Orten. In den Fällen ii) und iii) wird immer entweder ein Sektorbezug (ohne nationalstaatliche Einschränkung, aber auch ohne expliziten internationalen Ansatz) oder ein „Pressure"-Ansatz empfohlen.

Überschneidungen mit WRRL-Gebieten und -maßnahmen

Frage: Die Küstengebiete der deutschen Nord- und Ostsee – nicht nur die Flussmündungen – fallen unter die WRRL. Sollen diese WRRL-Gebiete in die ökonomischen Analysen der MSRL einbezogen werden? Es ergäben sich signifikante Konsequenzen auf die betrachteten Wirtschaftssektoren bzw. für den Nutzen von Maßnahmen, würden Küstengebiete davon ausgeschlossen (Tourismus/Naherholung, Angelsport etc.).

Frage: Wie wird mit WRRL-Maßnahmen umgegangen, die Auswirkungen auf die Meeresumwelt haben (z. B. verringerter Düngemitteleinsatz im Landesinneren) – diese sollen zumindest in die Maßnahmenprogramme aufgenommen werden (RL Art. 13, Abs. 2: *Die Mitgliedstaaten integrieren die gemäß Absatz 1 konzipierten Maßnahmen in ein Maßnahmenprogramm und berücksichtigen dabei auch einschlägige Maßnahmen, die aufgrund von Rechtsvorschriften der Gemeinschaft, insbesondere aufgrund der Richtlinie 2000/60/EG, der Richtlinie 91/271/EWG des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser und der Richtlinie 2006/7/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Februar 2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung sowie künftiger Rechtsvorschriften über Umweltqualitätsstandards im*

Bereich der Wasserpolitik oder aufgrund internationaler Übereinkommen erforderlich sind).

Leitfaden ESA:

Enthält die Empfehlung, für die zukünftige Entwicklung der Meeresumwelt Szenarien zu entwickeln, die auch bestehende Gesetzgebungen wie die Regelungen der WRRL berücksichtigen. Weitere konkrete Ausführungen fehlen.

Vorgehen auf regionaler Ebene:

- OSPAR/HELCOM: Es wurden keine diesbezüglichen Ausführungen gefunden.

Vorgehen in anderen Mitgliedstaaten:

Zu diesem Punkt werden weiterhin Diskussionen geführt. Vor allem die Wirkungsaufteilung von Maßnahmen zur Reduktion der Stoffeinträge birgt einiges an Diskussionsbedarf, da der Nutzen sowohl bei Binnen- als auch bei Meeresgewässern entsteht. In Großbritannien werden Maßnahmen unter WRRL und anderen Richtlinien berücksichtigt. Die derzeit geplante KNA-Abschätzung basiert auf drei Szenarien, die gewisse Grundannahmen über die zukünftige Entwicklung der marinen Gewässer auf Grund anderer Richtlinien, aber ohne Umsetzung der MSRL, beinhalten. Dabei sieht jedes Szenario eine unterschiedliche Umsetzung dieser Richtlinien vor. Der Unterschied zwischen diesen Szenarien und dem jeweiligen gewünschten Zielwert des Szenarios ist der Nutzen der Maßnahmen.

Vorgehen nach Literatur:

Die Studie der DG Umwelt erkennt dieses Problem im Rahmen der KWA und empfiehlt, spezielle Leitlinien zu entwickeln.

„Ökosystemare Systemgrenzen"

Frage: Das Meeresökosystem in seiner Komplexität als Gesamtheit zu betrachten, erscheint schwierig zu bewerkstelligen (z. B. im Hinblick auf Wechselwirkungen zwischen Belastungen, Maßnahmen und qualitativen ökologischen bzw. Umweltzuständen). Wo können Vereinfachungen getroffen bzw. lediglich einzelne Komponenten des Ökosystems (z. B. Betrachtung von Leitspezies, die sozio-ökonomisch und/oder ökologisch von besonderer Bedeutung und Aussagekraft sind) betrachtet werden?

Leitfaden ESA:

Die Wechselwirkungen zwischen den einzelnen 11 Deskriptoren (drei Deskriptoren des qualitativen ökologischen bzw. Umweltzustands und acht Deskriptoren anthropogener Belastungen) sollen beobachtet und überwacht werden, sodass sichergestellt ist, dass diese bei der Betrachtung der Nutzen der Ökosystemdienstleistungen integriert sind.

Vorgehen auf regionaler Ebene:

- OSPAR: Es wurden keine diesbezüglichen Ausführungen gefunden.
- HELCOM: Erste Abstimmungsprozesse wurden initiiert, stehen aber bislang am Anfang. Es können hierzu noch keine Aussagen getroffen werden.

Vorgehen in anderen Mitgliedstaaten:

Aufgrund der Unklarheiten, die bei der Konkretisierung des GUZ noch existieren, sind auf Ebene der Mitgliedstaaten noch keine umfassenden Informationen hierzu vorhanden. Lediglich in Großbritannien hat man sich auf eine Methodik festgelegt: Dabei werden 3 Szenarien für die Definition des GUZ entwickelt. Basierend auf diesen Szenarien erfolgte eine qualitative Beschreibung des GUZ anhand der einzelnen 11 Deskriptoren. Für jeden der Deskriptoren und der 3 Szenarien werden dann Maßnahmen festgelegt, deren Nutzen auch monetär bewertet wird. Dabei wird der Nutzen nach zwei Ansätzen (Top Down und Bottom Up) bewertet.

Vorgehen nach Literatur:

Die Studie der DG Umwelt verweist immer wieder auf die Komplexität des Ökosystems und die Wechselwirkungen der Maßnahmen. Es wird im Rahmen der Ausführungen zur KWA gemäß Artikel 13, Abs. 3 MSRL darauf hingewiesen, dass diese sowohl in Bezug auf die einzelnen Deskriptoren als auch für den GUZ durchgeführt werden soll.

Sektorale Systemgrenzen

Frage: Welche Wirtschaftssektoren sollen bei der Nutzenbetrachtung von Maßnahmen im Rahmen der KNA einbezogen werden? Wie können diese untergliedert werden und sollen Zuliefererbetriebe einbezogen werden?

Leitfaden ESA:

Der ESA-Leitfaden listet eine Reihe von ökonomischen Sektoren auf, die in der wirtschaftlichen und gesellschaftlichen Analyse berücksichtigt werden. Dabei wird jedoch darauf hingewiesen, dass es unter Umständen praktikabler sein könnte, nicht alle der Sektoren zu behandeln, sondern eine problemorientierte Auswahl zu treffen.

S. 65: In the analysis one must also determine what economic sectors to be included in order to address the consequences of the problem as well as the policy responses. To include all sectors effecting or being affected by the marine ecosystem services or all sectors affected by measures/policy instruments might not be practically possible or even justified. For practical reasons, focus might have to be restricted to capture the main sectors connected to the problem either as drivers or as those economic sectors affected by the impacts. The experience from the implementation of WFD could be reflected on with regard to identification of the drivers and of the sectors affected. General equilibrium models could be used in the socio-economic assessment to address the overall effects on the economy of suggested measures/policy responses, if a partial analysis is judged to be too narrow.

The following activities could be considered when identifying how economic sectors use the marine waters:

- *Aquaculture and mariculture*
- *Shipping construction and transport*
- *Coastal defence and flood protection*
- *Defence - Military*
- *Education*
- *Fisheries*

- *Tourism*
- *Mining (aggregates extraction)*
- *Oil and Gas*
- *Pipelines - interconnectors*
- *Power transmission*
- *Renewable energy*
- *Research and development (R&D)*
- *Storage (of Gases)*
- *Telecommunications*
- *Water abstraction*
- *Water transport*
- *General management and regulation (eg. government activities)*
- *The use of the marine water for waste and wastewater disposal (agriculture, industry, households etc.)*
- *Supporting infrastructure (e.g. ports, marinas, navigation aids)*

Deutsche Anfangsbewertung:

In dem derzeitig vorliegenden Entwurf des Projektes zur deutschen Anfangsbewertung wird zwischen Sektoren unterschieden, die die Meeresumwelt direkt und indirekt nutzen. Direkte Nutzer sind: Schifffahrt, Meerestechnik (Offshore-Windenergie, Offshoreförderung von Öl und Gas; Marine Rohstoffgewinnung (Steine, Sand und Kies), Unterwasserkabel und –leitungen), Fischerei und Tourismus. Die verwendeten Daten beziehen sich bis auf den Tourismus vorwiegend auf den Nordseeraum, ein entsprechendes Vorgehen wird auch für die Ostsee entwickelt. Im Bereich Tourismus werden alle küstenangrenzenden Landkreise berücksichtigt. Unter indirekte Nutzung fällt die Senkenfunktion des Meeres (für Einträge aus Industrie und Landwirtschaft, sowie sonstige Einträge wie Munition und Radioaktivität).

Als weitere Aktivitäten mit Meeresbezug werden Küstenschutz, Wissenschaft, Forschung und Bildung, militärische Nutzung und allgemeine Bewirtschaftung (Jagd, Süßwassergewinnung) betrachtet.

Aus dem Entwurf geht weiterhin hervor, dass ein „modifizierter thematischer Ansatz“ bei der Ermittlung der Kosten der Verschlechterung verfolgt werden soll: Die Themenbereiche im Bericht beziehen sich nicht auf einzelne Belastungen (Eutrophierung, invasive Arten, etc.), sondern auf wirtschaftliche Sektoren, d.h. direkte Nutzungsformen der Meere (Schifffahrt, Offshore-Windenergie,...). Zur Begründung:

- Die wirtschaftliche Sektorenanalyse ist Hauptbestandteil des Berichts; bei der Betrachtung von Belastungen müssten die Anteile der jeweiligen Nutzungen an den Belastungen ermittelt werden.
- Politische Maßnahmen setzen bei Nutzungen (Sektoren) und nicht bei Belastungen an und legen für diese Verpflichtungen fest.

Vorgehen auf regionaler Ebene:

- OSPAR: Es erfolgt keine genaue Festlegung in Bezug auf die KNA, lediglich ein allgemeiner Hinweis ist zu finden (siehe Eftec et al. 2010, S. 13): „*The major economic activities reliant on the marine environment; and the main stakeholder groups affected, including economic sectors, social groups/communities, geographical areas, and those holding non-use values*."
- HELCOM: Es wurden keine diesbezüglichen Ausführungen gefunden.

Vorgehen in anderen Mitgliedstaaten:

Derzeit liegen keine festen Informationen vor. Es ist aber davon auszugehen, dass in den meisten Fällen nur direkt betroffene Sektoren /Sektorenteile betrachtet werden, die bereits für die Anfangsbewertung ausgewählt wurden. In Finnland sollen vor allem Tourismus und Erholung betrachtet werden. Fischerei wird eher eine untergeordnete Rolle spielen. In Frankreich wird man den Vorschlägen des ESA-Guidance folgen. In Schweden soll zunächst ein erstes „Screening" aller Sektoren erfolgen. Basierend darauf sollen dann die wichtigsten weiter berücksichtigt werden.

Vorgehen nach Literatur:

In der Studie der DG Umwelt wird in Bezug auf die ökonomische Analyse auf drei Arten von Sektoren verwiesen: Sektoren, die i) finanziell von der Nutzung des Meeres profitieren, ii) nicht finanziell von der Nutzung des Meeres profitieren und iii) die das Meer nicht nutzen, ihm aber nichtsdestotrotz einen Wert beimessen. Im Zusammenhang mit der KNA gibt es keine weiteren Ausführungen.

Diskontierung und Betrachtungszeitraum von Maßnahmen und Nutzen

a) Frage: Welche Diskontraten sollen verwendet werden?

Im vorliegenden Vorhaben wird sich bezüglich der Verwendung von Diskontraten auf die Aussagen der Methodenkonvention bezogen. Aufgrund dessen ist an dieser Stelle keine umfassende Literaturanalyse durchgeführt worden. Der Vollständigkeit halber sind die diesbezüglichen Aussagen der WG ESA sowie der regionalen Verbünde aber aufgeführt.

Leitfaden ESA:

Verschiedene Diskontraten werden beispielhaft angeführt (siehe S. 66 ESA-Guidance). Es wird empfohlen, eine Sensitivitätsanalyse durchzuführen, und die verwendeten Diskontraten zu erläutern.

Deutsche Anfangsbewertung:

Es wurden keine diesbezüglichen Ausführungen gefunden.

Vorgehen auf regionaler Ebene:

- OSPAR: Es wurden keine diesbezüglichen Ausführungen gefunden. Es wird lediglich empfohlen, zu diskontieren.

- HELCOM: In Bewertungsstudien zur Nährstoffbelastung aus den 1990er Jahren wurden Diskontraten zwischen 0 und 7% verwendet[46].

Vorgehen in anderen Mitgliedstaaten:

In Großbritannien werden die Vorgaben vom HM Treasury Green Book aus dem Jahre 2003 angewandt (HTM 2003)[47]. Diese Zinssätze gelten für sämtliche öffentliche Investitionsprojekte. Aus den Erfahrungen mit der WRRL lässt sich aber schließen, dass es in den meisten Fällen nationale Vorgaben des jeweiligen Finanzministeriums gibt.

Vorgehen nach Literatur:

In der Studie der DG Umwelt wird in Bezug auf die Diskontierung auf die Verwendung von nationalen Richtlinien hingewiesen. Im Rahmen der britischen Scoping Studie (DEFRA, 2009) wurde eine Diskontrate von 3,5% verwendet.

Methodenkonvention:

Zur Diskontierung künftiger Nutzen und Kosten trifft die Methodenkonvention folgende Aussage: „*Bei gesamtwirtschaftlichen Bewertungen besteht unter allen Fachleuten Einigkeit darüber, dass eine niedrigere Diskontrate als der Marktzins angesetzt werden muss. In der Regel wird hierbei der reale Kapitalmarktzins für risikoarme Anleihen verwendet. Dieser Kapitalmarktzins ist für kurz- bis mittelfristige Zeiträume – etwa bis 20 Jahre – verwendbar. Rückblickend zeigt sich, dass sich der reale Marktzins – abgesehen von kurzfristigen Schwankungen – in den letzten 150 Jahren immer wieder bei 2,5 Prozent bis 3 Prozent eingependelt hat.*“

Für die Methodenkonvention wurde daher die Diskontrate für Bewertungen, die Zeiträume bis zu 20 Jahren umfassen, in Höhe von 3 Prozent festgelegt.

Diskontierung bei generationenübergreifenden Wirkungen: *„Bei der Schätzung externer Kosten und Umweltschäden sind jedoch häufig weit in die Zukunft reichende Schäden zu bewerten. Denn: Je nach Art der betrachteten Effekte (Gesundheitsschäden mit Latenzzeit, Klimaänderungen, Strahlung durch Endlagerung radioaktiver Abfälle) können die Schäden weit, z. B. Hunderte von Jahren, in die Zukunft reichen. Für diese Zeiträume lässt sich empirisch kein Marktzins ermitteln. Die Höhe der Diskontrate beeinflusst aber umso stärker das Ergebnis je ferner in die Zukunft die zu bewertenden Schäden reichen. Beispielweise entspricht der Barwert eines jährlichen Schadens in Höhe von 100 €, der 200 Jahre lang auftritt, bei einer Diskontrate von 0 Prozent 20.000 Euro, bei 1 Prozent 8.633 Euro, bei 3 Prozent 3.324 Euro und bei 5 Prozent nur noch 2.000 Euro. Wissenschaftlich lässt sich die Höhe der Diskontrate zur Bewertung generationenübergreifender Aspekte nicht begründen, denn mit der Wahl der Diskontrate sind implizit Werturteile verbunden. Um den Einfluss der Werturteile auf die*

---

[46] http://www.naturvardsverket.se/sv/Nedre-meny/Webbokhandeln/ISBN/5800/978-91-620-5877-7/.

[47] Die Allgemeine Betragungsdauer beträgt in GB: 25, 50 bzw. 100 Jahre. Der konstante Diskontzinssatz beträgt 3,75%; 3,5% für eine Betrachtungsdauer von 1 bis 30 Jahren; 2,5% für eine Betrachtungsdauer von 31-75 Jahren; 2,5% für eine Betrachtungsdauer von 76-125. Diese Vorgaben stammen vom Finanzministerium (HM Treasury) (HMT 2003).

Höhe der Diskontrate zu erkennen, ist es hilfreich, die Diskontrate als Ergebnis eines intertemporalen Nutzenkalküls aufzufassen."

Zusammenfassend bedeutet das im Hinblick auf Vorgaben der Methodenkonvention zu Diskontraten:

- 3 % für kurzfristige Zeiträume (bis 20 Jahre).
- 1,5 % für weiter in die Zukunft reichende Schäden (generationenübergreifend).
- Sensitivitätsrechnung mit 0 %.

b) Frage: Welcher Betrachtungszeitraum soll für die Betrachtung des Nutzens herangezogen werden? Nach Eintreten der Wirkungen durch die gesetzten Maßnahmen sollte der GUZ in 2020 erreicht und gehalten werden. Die Nutzen der Maßnahmen sollten dann dementsprechend dauerhaft bestehen bleiben, oder zumindest über die Lebensdauer der Maßnahmen hinweg. Es stellt sich somit die Frage, für welchen Zeithorizont die Nutzen berücksichtigt werden sollen. Diese Fragestellung ist insbesondere dann relevant, wenn der Nutzen einer Maßnahme nicht linear ansteigt.

Leitfaden ESA:

Es wurden keine diesbezüglichen Aussagen gefunden.

Deutsche Anfangsbewertung:

Bei der kritischen Würdigung der Vorschläge auf EU-Ebene wurde im Zusammenhang mit dem Ecosystem Service Approach (der in Deutschland nicht zur Anwendung kommen soll) folgendes angemerkt:

Im Rahmen des Ecosystem Service Approach besteht die Möglichkeit, die Gesamtkosten der Verschlechterung beispielsweise bis zum Jahr 2020 aufzuaddieren. Auch wenn bis zum Jahr 2020 der gute Zustand der Meeresumwelt zu erreichen oder zu erhalten (Art. 1 MSRL) ist, erscheint das Jahr aus wohlfahrtökonomischer Perspektive beliebig. Schnell leuchtet ein, dass die Kosten einer Verschlechterung der Meeresumwelt weiter wachsen, z.B. wenn auch im 2021. Jahr entsprechende Maßnahmen nicht durchgeführt werden. Dementsprechend wirkt sich die Wahl des Untersuchungszeitraums entscheidend auf die Gesamtkosten einer Verschlechterung der Meeresumwelt aus.

Vorgehen auf regionaler Ebene:

- OSPAR/HELCOM: Es wurden keine diesbezüglichen Aussagen gefunden.

Vorgehen in anderen Mitgliedstaaten:

Im Rahmen der Scoping Studie für Großbritannien (DEFRA 2009) wird angenommen, dass die Kosten der Maßnahmen über einen Zeitraum von 20 Jahren anfallen. Im Umkehrschluss könnte dann für die Ermittlung der Nutzen der gleiche Zeitraum angewendet werden.

Vorgehen nach Literatur:

Im Rahmen der von der Europäischen Umweltagentur veröffentlichten „Richtlinien zur Dokumentation von Kosten von möglichen Umweltschutzmaßnahmen" (EEA 1999) sollte

sowohl die technische als auch die ökonomische Lebensdauer einer Maßnahme betrachtet werden. Dabei wird die ökonomische Lebensdauer wie folgt definiert:

"The time at which the marginal costs of operating and maintaining an environmental protection measure exceed the marginal benefits provided by the asset – because other factors, such as technological change or changes in economic circumstances, may render the asset obsolete or inadequate. The economic life of an environmental protection measure may differ from its technical life; the economic life is typically shorter than the technical life."

Die technische Lebensdauer ist dann wie folgt definiert:

"The estimated 'physical' life of an environmental protection measures, i.e. the time at which the asset literally wears out due to 'physical' deterioration. The estimated technical life of an environmental protection measure is a function of the assumed maintenance regime; a good repair policy may lengthen the life of the asset."

Aussagen zur Nutzenbewertung finden sich allerdings nicht. Es ist aber davon auszugehen, dass die technische Lebensdauer einer Maßnahme den Nutzen zumeist garantiert.

In der DG Umwelt-Studie gibt es dazu keine Informationen.

Methodenkonvention:

Maßnahmen werden angewendet, um Umwelteinwirkungen (Pressures) zu verringern, beispielsweise durch:

- das Ersetzen einer Technologie durch eine andere Alternative (z. B. verschiedene Fangmethoden).
- den Einbau von Reduktionstechnologien (z. B. Kläranlagenbau/-optimierung zur Verringerung des Stoffeintrags).
- Anpassungsmaßnahmen (als Reaktionen der Betroffenen zur Verringerung der Umweltbeeinträchtigung, z.B. Dammbau in Folge steigender Überflutungsgefahr).

Die Methodenkonvention hat keine Festlegung zum Betrachtungszeitraum getroffen, d.h. per se ist der Betrachtungszeitraum unbeschränkt. Durch die Diskontierung mit einer positiven Diskontrate konvergieren der zusätzliche Nutzen, bzw. die Kosten gegen null, und somit ergibt sich ein relevanter Betrachtungszeitraum in Abhängigkeit von der Diskontrate.

c) Frage: Durch die Einbeziehung von Sensitivitätsanalysen können unterschiedliche Szenarien/Zeithorizonte durchgespielt werden. Wie genau sind diese einzubeziehen? Soll in den Case Studies die Anwendung unterschiedlicher Diskontraten demonstriert werden?

Leitfaden ESA:

Es wird empfohlen, für die Diskontierung eine Sensitivitätsanalyse mit verschiedenen Diskontierungsraten/-modellen durchzuführen und die verwendeten Diskontraten zu erläutern.

Deutsche Anfangsbewertung:

Es wurden keine diesbezüglichen Aussagen gefunden.

Vorgehen auf regionaler Ebene:

- OSPAR/HELCOM: Es wurden keine diesbezüglichen Aussagen gefunden.

Vorgehen in anderen Mitgliedstaaten:

In Großbritannien werden Sensitivitätsanalysen als mögliches Instrument gesehen, um die Verbindung zwischen Ökosystemdienstleistung und Deskriptoren für den GUZ zu analysieren.

DEFRA 2009: *„As the approach taken for the subsequent MSFD Impact Assessment will be to assess the costs and benefits of delivering GES as defined for each Descriptor, it is necessary to link specific GES descriptors and because a range of Descriptors can contribute to each of the goods and services. However, sensitivity analysis could be used to explore the implications of linkages further".*

Vorgehen nach Literatur:

- Es wurden keine diesbezüglichen Aussagen gefunden.

Abnehmender Grenznutzen von Maßnahmen

Frage: Wie wird im Projekt mit dem abnehmenden Grenznutzen von Maßnahmen umgegangen? Oder kann angenommen werden, dass sich die Nutzen von Maßnahmen bis zum Erreichen des GUZ linear entwickeln?

Leitfaden ESA:

Es wurden keine diesbezüglichen Aussagen gefunden.

Deutsche Anfangsbewertung:

Es wurden keine diesbezüglichen Aussagen gefunden.

Vorgehen auf regionaler Ebene:

- OSPAR/HELCOM: Es wurden keine diesbezüglichen Aussagen gefunden.

Vorgehen in anderen Mitgliedstaaten:

Es wurden keine diesbezüglichen Aussagen gefunden.

Vorgehen nach Literatur:

In der Literatur wird darauf hingewiesen, dass Generalisierungen im Hinblick auf die Nicht-Linearität von Nutzen von Maßnahmen kritisch zu betrachten sind:

Turner et al. 2010*: "Barbier et al [48] have stressed that for some ecosystems (such as: coastal mangroves, salt marshes and other marine ecosystems) the services provided change in a non-linear way as habitat variables such as size of area alter. They claim that recognising such non-linearities opens up the choice set available to policymakers...But*

[48] Barbier et al. 2008: Coastal Ecosystem–Based Management with Nonlinear Ecological Functions and Values. Science. 319: 321-323.

such generalizations are dangerous because ecosystem services must be assessed in a spatially explicit manner and with due regard for uncertainties surrounding possible threshold effects."

III.4.4 Zusammenhang mit der UBA-Methodenkonvention

Die Methodenkonvention des Umweltbundesamtes hat folgenden Titel: „Ökonomische Bewertung von Umweltschäden - Methodenkonvention zur Schätzung externer Umweltkosten". Dieser Titel fokussiert auf den Bereich der Berechnung von absoluten externen Effekten, die bisher hauptsächlich für bestimmte Technologien der Strom- und Wärmeerzeugung (Kohlekraftwerke, Windenergiekonverter, etc.) und für verschiedene Transportmodi (PKW, LKW, Schiene, Flugzeug, etc.) ermittelt wurden. Um die externen Effekte zu berechnen und darzustellen wurden dabei als Einheit die „Emissionen pro Technologie", z.B. Emissionen pro kWh, verwendet.

Einige Vorgaben aus der Methodenkonvention können und sollten in diesem Projekt verwendet werden. Diese grundsätzlichen Vorgaben, die ggf. berücksichtigt werden können, werden im Folgenden erläutert.

Empfehlungen aus der Methodenkonvention zu Ansätzen

In der Methodenkonvention werden zur Berechnung von externen Effekten verschiedene Ansätze beschrieben und Kriterien zur Auswahl des passenden Analyseansatzes formuliert:

- Wirkungspfadansatz (Bottom-up).
- Standard-Preis-Ansatz = Vermeidungskostenansatz
- Top-Down-Ansatz.

Nach den Empfehlungen der Methodenkonvention zur Auswahl des Bewertungsansatzes sind Grenzkosten vorrangig zu verwenden, denn für die Bereiche Gesundheit, Materialien und Ernten, die durch Luftschadstoffe beeinflusst werden, gibt es akzeptierte Berechnungsmethoden.

Die Anwendung des Standard-Preis-Ansatzes / Vermeidungskostenansatz wird als „zweitbeste Alternative" empfohlen, wenn Kenntnisse über Dosis-Wirkungs-Beziehungen und/oder monetäre Werte (noch) nicht ausreichend sind, um externe Effekte mit hinreichend großer Sicherheit zu berechnen.

Die folgende Abbildung 7 illustriert das empfohlene Vorgehen und stellt die Verknüpfung zu den jeweiligen Projektmodulen her.

Bewertungsschritte			Modul
1	Beschreibung der Zielsetzung		1 & 2
2	Untersuchungsgegenstand konkretisieren und Systemgrenzen festlegen bzgl. Verursacher/ Aktivitäten Umwelteinwirkungen Zu analysierende Umweltauswirkungen auf Schutzgüter Regionale, zeitliche, projektbezogene Systemgrenze etc.		
	Physischer Wirkungspfad	*Monetäre Bewertung*	3a
3	Darstellung der relevanten Umwelteinwirkungen		
4	Ursache- Wirkungsbeziehungen darstellen (Wirkungsabschätzung)		
5	Zuordnung zu ökonomischen Kategorien		
6		ökonomische Bewertung der resultierenden Änderung	3b
7	Darstellung und Interpretation der Ergebnisse im Kontext der Zielsetzung		

Abbildung 7: Vorgehensweise bei der Analyse und Bewertung umweltrelevanter externer Effekte in Anlehnung an UBA 2007

Empfehlungen aus der Methodenkonvention zu irreversiblen Effekten

Für die Methodenkonvention wurde festgelegt: (UBA 2007, S.22)

„Handelt es sich bei dem zu bewertenden Umweltschaden um den Verlust einer Funktion, die durch produzierte Güter ersetzbar ist, erfolgt die Bewertung auf der Grundlage der erwarteten Nutzenverluste in Gegenwart und Zukunft. Indikator für diese Nutzenverluste sind die Ausgaben, die zum Ersatz dieser Funktion anfallen (Ersatzkostenansatz). Die ökonomische Bewertung ist anwendbar, da zwar der Umweltschaden irreversibel ist, der dadurch ausgelöste Funktionsverlust jedoch mit Maßnahmen kompensiert werden kann. Handelt es sich jedoch um irreversible Schäden, über deren Folgewirkungen man heute noch keine Aussagen treffen kann (z.B. Verlust einer Art), dann ist eine ökonomische Bewertung des Schadens nur möglich, falls Analysen vorliegen, die mögliche Schadenszenarien und Folgewirkungen unter alternativen Annahmen beschreiben. Diese Folgen können monetär bewertet werden und in ihrer Bandbreite – entsprechend den vorliegenden Szenarien – angegeben werden. Hohe Bandbreiten deuten in diesem Fall auf große Unsicherheiten hinsichtlich der tatsächlichen Wirkungen hin. Fehlen verwertbare Szenarienanalysen, bleibt nur die Möglichkeit einer qualitativen Beschreibung der Risiken“.

III.4.5 Verwendung von Wiederherstellungs- und Vermeidungskosten

Frage: In einer KNA kann die Verwendung von Vermeidungskosten als Hilfsgröße zur Schätzung der Nutzen von Maßnahmen zu methodischen Schwierigkeiten führen, da sich

bei diesen Methoden die Nutzen direkt aus den Kosten ergeben, diese also per definitionem gleich hoch sind. Wie soll mit diesen Methoden umgegangen werden?

Leitfaden ESA:

Es wurden keine diesbezüglichen Aussagen gefunden.

Vorgehen auf regionaler Ebene:

- OSPAR/HELCOM: Es wurden keine diesbezüglichen Aussagen gefunden.

Vorgehen in anderen Mitgliedstaaten:

In einigen nationalen (SE, UK, NO, NL) allgemeinen KNA-Leitfäden wird die Verwendung dieser Methoden als gangbarer Weg angegeben.

Aussage Methodenkonvention:

Grundlegend von den Schadenskosten zu unterscheiden sind die so genannten Vermeidungskosten, die in keinem unmittelbaren Bezug zu den physischen Schäden stehen, sondern Kosten umfassen, die bei der Verringerung oder Vermeidung der verursachenden Aktivität ansetzen (z.B. Emissionsvermeidungskosten, erhöhte Kosten für Einbau von Filtern o.ä.).

Sie sind daher nicht mit Schadenskosten zu verwechseln. Einige Studien ziehen Vermeidungskosten als Indikator für die Bewertung von Umweltschäden heran, falls unzureichende Kenntnisse über die Umweltauswirkungen bestehen.

Wiederherstellungskosten (auch Kompensations- und Substitutionskosten) basieren auf einer Schätzung von Kosten, die zur Wiederherstellung der Funktionen des Naturhaushaltes anfallen (z.B. die Bewertung naturräumlicher Funktionen, die durch den Betrieb von Verkehrswegen verloren gehen). Die Wiederherstellung kann durch Ausgleichs- oder Ersatzmaßnahmen erreicht werden (Beispiel: Naturschutzrechtliches Ausgleichsgebot). Voraussetzung ist, dass es einen gesellschaftlichen Konsens über die Notwendigkeit des Funktionsausgleichs gibt.

Daraus werden im vorliegenden Vorhaben folgende Schlüsse gezogen:

Dies ist aus unserer Sicht sinnvoll, falls damit implizit die – politisch legitimierte - Einschätzung verbunden ist, dass die erwarteten Schäden höher sind als die Kosten zur Vermeidung der Umwelteinwirkung. Wie an anderer Stelle in der Methodenkonvention erläutert, sollte in diesem Fall ein expliziter Bezug zu gesellschaftlich akzeptierten umweltschutzbezogenen Zielen erkennbar sein. Die Vermeidungskosten sowie die Wiederherstellungskosten lassen sich dann als Hilfsgrößen, einen „second best guess“ der (vermuteten) externen Effekte interpretieren.

Methodisch handelt es sich hierbei jedoch nicht um eine Bewertung externer Effekte in Gestalt der physikalischen Effekte, denn es werden ja gerade die Ausgaben geschätzt, die zu einer Verringerung negativer externer Effekte aufgebracht werden müssten. Eine vollständige Kosten-Nutzen Analyse, bei der die Schäden bzw. Nutzen auf dem Vermeidungskostenansatz basieren, ist allerdings nicht sinnvoll, da dann per se die Kosten der Maßnahme den Nutzen entsprechen.

Zu beachten ist allerdings, dass sich Vermeidungskosten von Wiederherstellungskosten zum Teil deutlich unterscheiden können, beispielsweise können die Kosten zur

Vermeidung einer Emission deutlich niedriger sein als die Kosten zur Wiederherstellung eines marinen Ökosystems (und umgekehrt). Ein mögliches Vorgehen beschreibt das Least Cost Planning-Konzept, welches bisher eher in der Verkehrsplanung Anwendung findet. Mit dessen Hilfe können Projekte auf ihre Umwelteffekte und Kosten hin überprüft und mit anderen Alternativen verglichen werden, um einen verkehrsträgerübergreifenden Kosten-Nutzen-Vergleich zu erhalten (UBA 2010). Übertragen auf das oben genannte Beispiel hieße das, die Vermeidungskosten zur Verringerung einer Emission inklusive des entstehenden Nutzens mit den Wiederherstellungskosten eines marinen Ökosystems inklusive des entstehenden Nutzens zu vergleichen und die Variante mit dem günstigsten Barwert (NPV) bzw. dem günstigsten Kosten-Nutzen-Verhältnis zu wählen. Aufgrund der engen gesetzlichen Regelungen zum Artenschutz ist dieser Ansatz allerdings nicht immer umsetzbar.

Vorgehen nach Literatur:

In der Studie der DG Umwelt wird die Vermeidungskostenmethode als eine Möglichkeit der Nutzenbestimmung erwähnt und als pragmatischer Weg zur Umsetzung des Verursacherprinzips genannt.

III.4.6 Benefit Spreading und Co-Benefits

a) Frage: Nicht immer ist davon auszugehen, dass sich der durch eine getroffene Maßnahme entstandene Nutzen räumlich gleichmäßig verteilt. So kann eine in Deutschland umgesetzte (und bezahlte) Maßnahme ihre Wirkung in den Gewässern eines Anrainerstaates entfalten. Wie soll damit umgegangen werden?

Leitfaden ESA:

Es wurden keine diesbezüglichen Aussagen gefunden.

Deutsche Anfangsbewertung:

Es wurden keine diesbezüglichen Aussagen gefunden.

Vorgehen auf regionaler Ebene:

- OSPAR: In der KNA sollte bei der Ermittlung der Kosten und Nutzen die Verteilung auf die Einzelpersonen, Gruppen oder Sektoren mit betrachtet werden und, darauf basierend, sollte dann entweder eine: (i) Sensitivitätsanalyse, oder (ii) explizite Gewichtung der Kosten und Nutzen zur Feststellung von Fragen der Gerechtigkeit erfolgen.
- HELCOM: Es wurden keine diesbezüglichen Ausführungen gefunden.

Vorgehen in anderen Mitgliedstaaten:

In Großbritannien und den Niederlanden sollen Themen wie „benefit spreading“ oder Gleichheitsfragen in die KNA integriert werden. Details zur Umsetzung sind aber noch nicht bekannt, da beide Anrainerstaaten derzeit erst am Beginn der Überlegungen stehen.

Vorgehen nach Literatur:

In Bezug auf benefit spreading wird in der Studie der DG Umwelt erwähnt, dass sowohl die sozio-ökonomische als auch die finanzielle Analyse diesen Aspekt betrachten sollen. Ebenso soll der Punkt bei der Maßnahmenauswahl berücksichtigt werden.

b) Frage: Inwieweit sollen Co-Benefits, also die Wirkungen von Maßnahmen in Zuliefererbetrieben und/oder anderen funktional verwobenen sekundären Wirtschaftssektoren, ins Mengengerüst einbezogen werden?

Leitfaden ESA:

Der TEV wird als methodischer Ansatz gesehen, um alle Nutzen zu identifizieren.

Deutsche Anfangsbewertung:

Der TEV wird als methodischer Ansatz gesehen, um alle Nutzen zu identifizieren.

Vorgehen auf regionaler Ebene:

- OSPAR/HELCOM: Es wurden keine diesbezüglichen Aussagen gefunden.

Vorgehen in anderen Mitgliedstaaten:

In den Niederlanden sollen Co-Benefits dargestellt werden.

Vorgehen nach Literatur:

Eine KNA wird in der Studie der DG Umwelt als Möglichkeit gesehen, Co-Benefits mit einzubeziehen. Sie sollten auch eine Rolle bei der Auswahl der Maßnahmen spielen.

III.4.7 Datenbedarf und Verlinkung mit anderen Projekten

Frage: Inwieweit lassen sich die in den ESA erhobenen Daten, insbesondere die „Kosten weiterer Verschlechterung“ (des Zustandes des Ökosystems) im vorliegenden Projekt verwenden? In welcher Form werden diese Daten vorliegen? Wird es möglich sein, aus den Kosten der weiteren Verschlechterung für bestimmte Ökosystemdienstleistungen „pro-Einheit“-Daten abzuleiten? Wann kann mit Input aus der Arbeitsgruppe gerechnet werden, bzw. mit Input aus den schon laufenden ESA-Projekten und der deutschen Bestandsaufnahme?

Als für das vorliegende Vorhaben besonders relevant sind folgende Parallelprojekte bzw. zurzeit laufende Vorhaben identifiziert worden:

- Projektbericht zur Durchführung der deutschen Bestandsaufnahme.
- Die Arbeiten zur Definition des GUZ.
- Die Anfangsbewertung, inklusive der Erhebung der Kosten einer weiteren Verschlechterung. Letztere Analyse könnte in Abhängigkeit von der Verwendung quantitativer Daten insbesondere für die Nutzenbewertung (Modul 3a) wertvollen Input liefern.

III.5 Konkretisierung der methodischen Vorgehensweise in den folgenden Projektmodulen

Das folgende Kapitel fasst die getroffenen Festlegungen bezüglich Des Weiteren Vorgehens und der Arbeiten in den Modulen 3a und 3b zusammen, oder zeigt an, in welchen Punkten noch keine Festlegungen getroffen werden konnten. Diese noch offenen Punkte werden im weiteren Projektverlauf bearbeitet.

III.5.1 Vorgehen Modul 3a: Allgemein

Ziel: Ziel des Teil-Moduls 3a ist es, die Basis für ein Mengengerüst aufzustellen, um die Nutzenänderungen von verschiedenen Meeresschutzmaßnahmen abbilden zu können. Dazu wird der Gesamtnutzen einer Maßnahme in Komponenten zerlegt, die für die deutschen Regionalmeerbereiche relevant sind. Diese Komponenten sollen möglichst alle wohlfahrtsrelevanten Auswirkungen einer Maßnahme umfassen. Das Mengengerüst bietet eine Möglichkeit, die naturwissenschaftlichen Auswirkungen einer Maßnahme mit den sozio-ökonomischen Auswirkungen zu verknüpfen und sie für die ökonomische Bewertung der Nutzenbeiträge systematisch zu kategorisieren.

Konzeptioneller Hintergrund: Es bieten sich insbesondere zwei Ansätze zur Aufteilung des Gesamtnutzens in Teilnutzen-Komponenten an: (1) das Konzept des „Total Economic Value“ (TEV) bzw. ökonomischen Gesamtnutzens und (2) das Konzept der Ökosystemdienstleistungen nach dem Millenium Ecosystem Assessment (MEA). Das Konzept des TEV unterteilt den Gesamtnutzen in Gebrauchswert und Nicht-Gebrauchswert (Pearce and Turner 1990, UBA 2007). Der Gebrauchswert unterteilt sich in direkte, indirekte und Optionswerte. Nicht-Gebrauchswerte umfassen den Wert für zukünftige Generationen, den altruistischen Wert sowie den Existenzwert. Das Konzept des MEA unterteilt Ökosystemdienstleistungen in vier Bereiche: die Bereitstellung von Umweltgütern (provisioning), die Regulierungsfunktion (regulating), Unterstützungsfunktion (supporting) und gesellschaftliche Werte (cultural) (MEA 2005). Im Unterschied zum TEV zielt das Konzept des MEA darauf ab, die komplexen Interaktionen zwischen Ökosystemen und menschlichen Aktivitäten darzustellen. Eine vollständige systematische Beschreibung aller ökonomisch relevanten Auswirkungen einer Umweltschutzmaßnahme ist daher nach dem Ansatz des MEA nur schwer möglich. Ziel des Teil-Moduls 3a ist es, ein monetär bewertbares Mengengerüst zu entwickeln. Wir stützen uns dazu primär auf den Ansatz des TEV, da dieser eine praktikablere Aufteilung des Gesamtnutzens erlaubt. Je nach Relevanz werden Aspekte des MEA in der Erstellung des Mengengerüsts berücksichtigt. So lassen sich die Bereiche Lebenserhaltung und Regulierung den indirekten Gebrauchswerten zuordnen. Die Bereiche Bereitstellung und gesellschaftliche Werte fallen in den Bereich der direkten Gebrauchswerte. Die gesellschaftlichen Werte gemäß MEA können ebenfalls Nicht-Gebrauchswerte nach TEV beinhalten.

Vorgehensweise:

- Zunächst werden die Auswirkungen einer Maßnahme zur Reduzierung einer Belastung auf naturwissenschaftlicher Ebene betrachtet (biologische, physikalische und chemische Strukturen, Prozesse und Funktionen; intermediäre Ökosystemdienstleistungen). Wechselwirkungen zwischen Belastungen werden auf Basis der Literatur beschreibend erwähnt (siehe 5.3.5).

- Im Anschluss können die daraus entstehenden Auswirkungen auf die Ökosystemdienstleistungen analysiert und dem MEA-Ansatz zugeordnet werden, falls gewünscht (finale Ökosystemdienstleistungen und Güter).
- Im letzten Schritt wird daraus abgeleitet, welche Nutzenkategorien/Sektoren betroffen sind. Dies bildet die Grundlage für die ökonomische Bewertung der Änderungen der direkten und indirekten Gebrauchswerte. Darüber hinaus werden auch die Nicht-Gebrauchswerte berücksichtigt, um ein Gerüst für die Bestimmung der Änderung des ökonomischen Gesamtwertes (TEV) als Folge einer Belastungsreduzierung zu erstellen.

Die Zusammenhänge zwischen den Maßnahmen zur Reduzierung einer Belastung, den intermediären und finalen Ökosystemdienstleistungen sowie den betroffenen Nutzenkomponenten, werden sowohl graphisch als auch tabellarisch dargestellt. Pro Belastungsreduzierung/Maßnahme wird eine Graphik erstellt, die die ökosystemaren Zusammenhänge sowie die sozio-ökonomischen Auswirkungen veranschaulicht. Weiterhin wird tabellarisch dargestellt werden, welche Belastungen welche Nutzenkomponenten betreffen. Die Abbildungen und Tabellen sollen dazu dienen, dem Anwender einen Überblick über die ökologischen und sozio-ökonomischen Auswirkungen einer Maßnahme zu geben. Um die graphische Darstellung übersichtlich zu halten, werden die wichtigsten Wirkungszusammenhänge schematisch dargestellt.

Die Arbeit in Modul 3a wird an die Arbeit der nationalen Arbeitsgruppe zur wirtschaftlichen und sozialen Analyse zu den Kosten der Verschlechterung anknüpfen. Die nationale AG ESA verfolgt einen modifizierten thematischen Ansatz, der die verschiedenen Nutzungsbereiche als Ausgangspunkt nimmt. Davon ausgehend untersucht die nationale AG ESA, welche Nutzungsform welche ökologischen Auswirkungen hat und über welche Nutzenkomponenten sich dies auf die Wohlfahrt auswirkt. Der Ansatz der nationalen ESA spiegelt wider, dass Maßnahmen zur Reduzierung einer Belastung in einem bestimmten Sektor ansetzen können. In diesem Sektor entstehen dann auch die Maßnahmenkosten. Im Gegensatz dazu hat unser Projekt zum Ziel Auswirkungen einer Maßnahme auf den Nutzen darzustellen. Wir setzen daher bei den ökologischen Aspekten der Belastungsreduzierung an und leiten daraus die betroffenen Nutzenkomponenten ab. Der Endbericht der nationalen ESA liegt noch nicht vor. Wir gehen aber davon aus, dass wir aus den schematischen Darstellungen ableiten können, welche ökologische Veränderung welche Nutzenkomponenten berührt. Darüber hinaus wird deutlich werden, welcher Sektor/welche Nutzungsform mit welcher Belastung direkt in Verbindung steht. Diese Informationen werden für die Erstellung des Mengengerüsts in Modul 3a genutzt.

Im Anschluss werden in Modul 3b für die in Modul 3a erarbeiteten, betroffenen Nutzenkomponenten soweit möglich Vorschläge zur Monetarisierung gemacht. Diese Vorgehensweise bietet einen theoretisch fundierten, praktikablen Ansatz, um einzelne Nutzenkomponenten übersichtlich darstellen und bewerten zu können. Die Ergebnisse des Teilmoduls 3a gehen in die Arbeiten des Teilmoduls 3b ein.

III.5.2 Vorgehen Modul 3b: Allgemein

Ziel: Modul 3b leistet die Bewertungsarbeit für die einzelnen Nutzenkomponenten/ Ökosystemdienstleistungen (monetärer Wert pro Einheit), die in Modul 3a identifiziert

worden sind. Schwerpunkt des jetzigen Vorhabens ist die Bezifferung der Nutzen von Meeresschutzmaßnahmen.

Dies geschieht, soweit die Datenlage es zulässt, auf quantitativer, ansonsten auf qualitativer Basis. In den Fällen, in denen es nicht möglich ist, eine quantitative Bewertung durchzuführen, werden die Gründe dafür diskutiert und eine qualitative Bewertung, so weit wie möglich, durchgeführt. Je nach Datenlage und Wissensstand kann dies anhand einer Ordinalskala erfolgen. Dabei könnte die Bewertung der Nutzenkomponenten beispielsweise in den drei Abstufungen „gering“, „mittel“ und „hoch“ vorgenommen werden. Zum Beispiel könnte der direkte Nutzen einer Lärmminderung von Offshore-Windkraftanlagen gering sein, wenn nur ein kleinräumiger Bereich eines weitgehend intakten Ökosystems betroffen wäre. Vorausgesetzt werden muss dann allerdings, dass die Nutzenänderung proportional zum Einfluss auf das Ökosystem ist.

Die Anwendung einer solchen Skala kann aller Voraussicht nach für die Bewertung der direkten und indirekten Gebrauchswerte im Rahmen des TEV erfolgen. Weitere Anwendungen, z.B. im Bereich der Nicht-Gebrauchswerte, werden im weiteren Projektverlauf überprüft. Schwierigkeiten in der Anwendung einer solchen Skala ergeben sich allerdings, wenn eine Verallgemeinerung angestrebt wird oder wenn ein Vergleich verschiedener Meeresschutzmaßnahmen erfolgen soll. Beispielsweise kann eine bestimmte Nutzenkategorie der Minderung von einer geringen Menge Müll niedrig sein, von einer hohen Menge Müll aber hoch. Die gleiche Nutzenkategorie aus der Minderung des Lärms von Offshore-Anlagen kann ebenfalls als niedrig eingeordnet werden, ist aber im Vergleich zur Müllminderung eigentlich sehr niedrig. Unter Beachtung dieser möglichen Einschränkungen erfolgt die Anwendung der Ordinalskala nach Rücksprache mit dem UBA, den Forschungsnehmern und dem Forschungsbegleitkreis.

Des Weiteren werden die Lücken in der Datenlage erläutert und Möglichkeiten der Verbesserung aufgezeigt, d.h. Datenerhebungs- und/oder Forschungsbedarf identifiziert.

Vorgehensweise:

Es soll die verfügbare Datenlage geprüft, und die als quantifizierbar identifizierten Nutzen monetär bewertet werden. Dies wird aufbauend auf einer ausführlichen Recherche anhand von Studien, Literatur, Datenbanken etc. erfolgen.

Ansätze zur ökonomischen Bewertung ökologischer Leistungen im Allgemeinen werden auf ihre Anwendbarkeit untersucht und ggf. angewendet. Von besonderer Bedeutung könnten hierbei die aktuellen Forschungsberichte und Ergebnisse von verschieden Projekten wie z.B. der WWF-Studie zum Wert der Ozeane (WWF 2008), die UN ECE (2006) „Recommendations on Payments for Ecosystem Services in Integrated Water Resources Management“, die TEEB-Studie, das RUBICODE-Projekt (2009) und das Millennium Ecosystem Assessment sein.

Die Projekte sind teilweise noch nicht abgeschlossen. Daher wird im Projektverlauf weiter geprüft, inwieweit diese Vorhaben Informationen für eine KNA bzw. zur Bewertung von Nutzenveränderungen von Meeresschutzmaßnahmen zur Verfügung stellen können, bzw. inwieweit sich die geprüften Studien für eine Verwendung im Rahmen einer KNA eignen. Wenn möglich werden Markpreise verwendet. Des Weiteren wird geprüft, welche Ansätze aus anderen Bereichen und/oder Regionen, z.B. auch durch Meta-Analysen,

übertragen werden können. Um Ergebnisse anderer Studien auf den Kontext der deutschen Regionalmeere zu übertragen, wird ein sog. Benefit Transfer erfolgen.

In UBA (2007) werden folgende Möglichkeiten zur Bewertung von Nutzen unterschieden und Beispiele zur Anwendung gegebenen. Diese Möglichkeiten sollen auch im Rahmen dieses Projektes angewendet werden.

A 1 Bewertung bei Verfügbarkeit von Marktpreisen

- A 1.1 Marktpreise als Knappheitsindikatoren
- A 1.2 Wertschöpfungsmethoden
- A 1.3 Schätzung der Kosten zur Schadensverringerung oder -beseitigung
- A 1.4 Schätzung der Substitutions- und Kompensationskosten

A 2 Indirekte Bewertungsmethoden zur Schätzung der Zahlungsbereitschaft für Umweltgüter

- A 2.1 Hedonische Bewertungsmethode
- A 2.2 Aufwands- und Reisekostenmethoden
- A 2.3 Schätzung der Zielerreichungskosten / Vermeidungskosten

A 3 Direkte Bewertungsmethoden zur Schätzung der Zahlungsbereitschaft für Umweltgüter

- A 3.1 Kontingente Bewertungsmethode (Contingent Valuation)
- A 3.2 Attributbasierte Bewertungsansätze (Conjoint Analysis)
- A 3.3 Partizipative Bewertungsmethoden (Participatory Valuation Methods)
- A 3.4 Befragung öffentlicher Entscheidungsträger nach ihren Präferenzen

A 4 Benefit Transfer: Zur Nutzung vorhandener Informationen für die ökonomische Bewertung

- A 4.1 Qualitätskriterien zur Durchführung eines Benefit Transfers
- A 4.2 Datenbanken und Informationsquellen
- A 4.3 Übertragung der Ergebnisse aus anderen Ländern.

Hierbei ist zu betonen, dass das vorliegende Projekt die Möglichkeiten von Bewertung unter A1, A2 und A4 ausschöpfen wird. Eigene Zahlungsbereitschaftsanalysen (A3) zur Schließung von Datenlücken zur Quantifizierung von Nutzen von Maßnahmen werden nur nach Absprache mit dem FBK durchgeführt.

Die gewonnenen Erkenntnisse sollen auf vorhandene Primärdaten angewendet werden, um quantitative, pragmatische und operationalisierbare Ergebnisse zu produzieren, d.h. möglichst umfassend die Nutzen verschiedener Maßnahmen bzw. ihrer Umweltauswirkungen monetär auszudrücken.

Wie in Kapitel 4.1 erwähnt, werden im Rahmen dieses Vorhabens keine externen Maßnahmenkosten erhoben, sondern primär die positiven Nutzenveränderungen einer Maßnahme betrachtet, da die negativen Effekte nicht beabsichtigt sind und als indirekte- oder Nebeneffekte einer Maßnahme bezeichnet werden können. Bei einer KNA sollten

jedoch die negativen Effekte, als externe Kosten ausgedrückt, ebenfalls bilanziert werden. Der Vollständigkeit halber werden externe Effekte von Maßnahmen im weiteren Projektverlauf jedoch aufgeführt und beschrieben.

Die Anwendung des Bewertungssystems könnte dann folgendermaßen ablaufen:

- Anwender wählt Maßnahme/Maßnahmenbündel aus (Beispiel Maßnahmenbündel zur Emissionsreduktion von Nährstoffen).
- Anwender bestimmt anhand des Mengengerüstes (Modul 3a) die qualitativen Auswirkungen der Maßnahmen (in Anlehnung an Annex III: Verringerung der Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material) und die Verknüpfung zu Ökosystemdienstleistungen (Fischbestände, Badewasserqualität etc.).
- Anwender schätzt die quantitativen Auswirkungen der Maßnahmen („Reduktion um X Tonnen“) auf Ökosystemdienstleistungen und Nutzen.
- Anwender bestimmt den ökonomischen Nutzen der Maßnahmen anhand der Ergebnisse des Moduls 3b, soweit möglich.

Im vorliegenden Projekt werden, außer in den Fallstudien, die physischen Auswirkungen einer Maßnahme auf die Umwelt nicht erhoben; dies geschieht im Rahmen der Umsetzung durch den Anwender.

Die Ergebnisse aus den Modulen 3a und 3b können dann in Zukunft zusammen mit einer quantitativen Maßnahmenbewertung und einer Abschätzung der internen und externen Kosten einer Maßnahme im Rahmen einer KNA genutzt werden, um die Investitionskosten und die Gesamt(internen)kosten einer Maßnahme dem Nutzen gegenüberzustellen. Zu diesem Zweck müssen aber die Nutzen einer Maßnahme möglichst vollständig monetär bewertet worden sein.

III.5.3 Nicht Modul-gebundene Konkretisierungen

Analyserahmen

Für die Erarbeitung der Methodik für die Erhebung von Nutzen bei der Durchführung von KNA nach MSRL in Deutschland werden bezüglich des Analyserahmens folgende Festlegungen getroffen:

- Soweit anwendbar beruhen alle Arbeiten des vorliegenden Projektes auf dem Ansatz der ökosystemaren Dienstleistungen unter Einbeziehung der im TEV-Ansatz zu berücksichtigenden nicht-nutzungsabhängigen Werten.
- Für die Erstellung des Mengengerüstes und die Kategorisierung von Nutzen wird den Empfehlungen der WG ESA, den Arbeiten zur deutschen Anfangsbewertung und den Beispielen in den Mitgliedsstaaten gefolgt und das Konzept des „Total Economic Value“ (TEV) genutzt.

Auswahl und Priorisierung von Belastungen

Für die Erarbeitung der Methodik für die Erhebung von Nutzen bei der Durchführung von KNA nach MSRL in Deutschland werden bezüglich der Auswahl und Priorisierung von Belastungen folgende Festlegungen getroffen:

- Das Mengengerüst soll einen vollständigen Überblick über die Belastungen der Meeresumwelt liefern. Bei der Erarbeitung des funktionalen Zusammenhangs zwischen Belastung – Ökosystemdienstleistung – Nutzen können in Abhängigkeit von der Datenverfügbarkeit jedoch Prioritäten in der Bearbeitung und im Detailgrad der Bearbeitung gesetzt werden. Diese werden projektintern und mit dem AG sowie FBK abgestimmt.

Geographische Systemgrenzen

Für die Erarbeitung der Methodik für die Erhebung von Nutzen bei der Durchführung von KNA nach MSRL in Deutschland werden bezüglich der geographischen Systemgrenzen folgende Festlegungen getroffen:

- Aufgrund der schon für die deutschen Meeresgewässer unzureichenden Datenlage und des schwierigen Zugriffs auf Primärdaten aus Drittstaaten, werden bei der Erstellung des Mengengerüstes (Modul 3a) und der Nutzenbewertung (Modul 3b) primär die deutschen Meeresgewässer betrachtet.
- Sollte im Einzelfall (z. B. nach Datenlage) eine erweiterte Abgrenzung notwendig und/oder möglich sein, wird dies dementsprechend berücksichtigt.

Überschneidungen mit WRRL-Gebieten und –Maßnahmen

Für die Erarbeitung der Methodik für die Erhebung von Nutzen bei der Durchführung von KNA nach MSRL in Deutschland werden bezüglich des Umgangs mit Überschneidungen zwischen MSRL und WRRL-Gebieten und –maßnahmen folgende Festlegungen getroffen:

- Die Ökosystemdienstleistungen der küstennahen Gebiete stellen einen wichtigen Faktor bei der Bestimmung der Nutzen von Meeresschutzmaßnahmen dar. Küstennahe Gebiete werden von daher als Teil des deutschen Meeresgebietes in die KNA nach Art. 13 MSRL einbezogen.
- Der landseitige (Zusatz-)Nutzen, der durch landseitige Maßnahmen neben der angestrebten Verbesserung der Meeresökosysteme entsteht, wird im Projekt nicht quantifiziert. Es wird allerdings darauf hingewiesen, dass solche Zusatznutzen, die im Rahmen der WRRL von Bedeutung sind, entstehen.
- Eine *mögliche* Abgrenzung zwischen Nutzen im Meer und Landesinneren kann wie folgt dargestellt werden (illustriert in Abbildung 8): Die Frachtentwicklungen von Nährstoffen lassen sich mit Hilfe des Monitoring und von Modellen (z.B. MONERIS) relativ gut ermitteln. So könnte der landesinnere Nutzen als jener definiert werden, der sich aus Frachtreduktionen und Frachtstabilisierungen bis zum Beginn der Flussmündung ergibt und der meeresseitige Nutzen dementsprechend ab Beginn der Flussmündung. Die Betrachtung des landseitigen Nutzens spielt im Zuge dieser Studie keine Rolle und wird daher auch nicht weiter berücksichtigt. Der Nutzen in Küstenzonen kann bei dieser Betrachtung sowohl land- als auch meeresseitig erfolgen, da sich in diesem Bereich WRRL und MSRL überscheiden. Im Zuge dieser Studie wird der Nutzen, der an der Küste entsteht, dem Meer zugeordnet.
  Der Gesamtnutzen einer Maßnahme wäre demnach die Summe von land- und

mehrseitigem Nutzen, wobei bei der Aufsummierung die Doppelzählung des Nutzens an der Küste zu vermeiden ist.

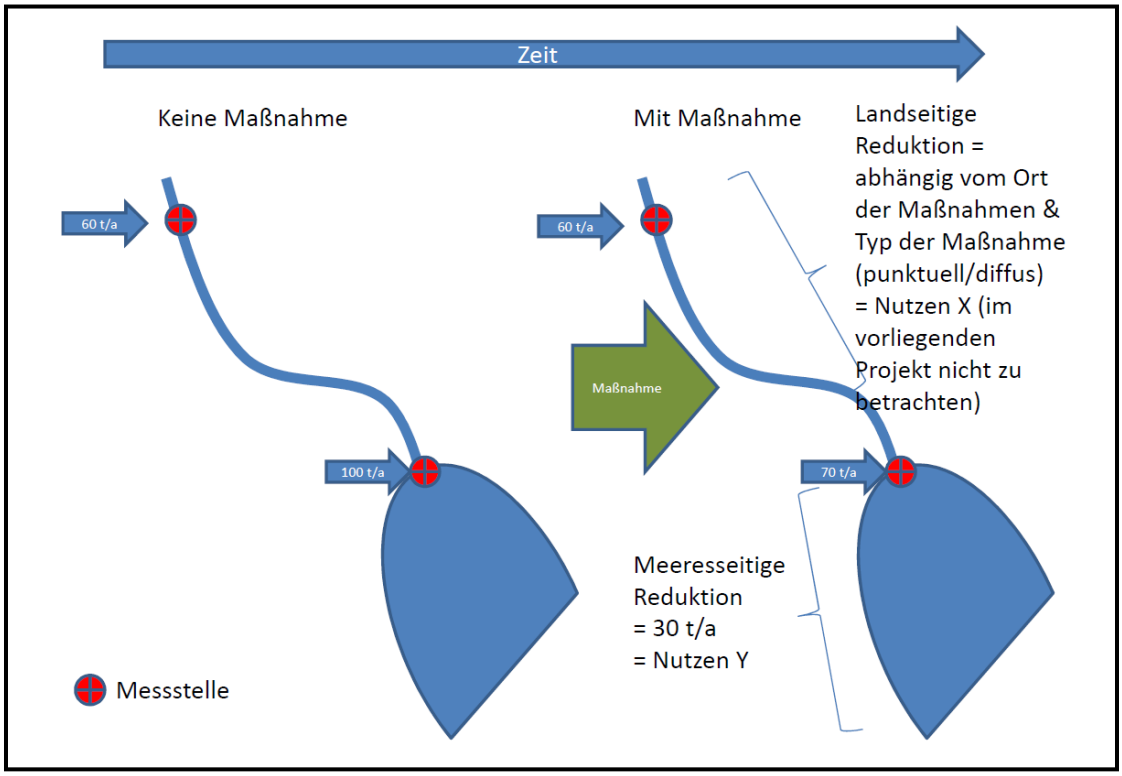


Abbildung 8: Mögliche Herangehensweise zur Bestimmung des land- und meeresseitigen Nutzens von Maßnahmen

Ökosystemare Systemgrenzen

Für die Erarbeitung der Methodik für die Erhebung von Nutzen bei der Durchführung von KNA nach MSRL in Deutschland werden bezüglich des Umgangs mit ökosystemaren Systemgrenzen folgende Festlegungen getroffen:

- Aufgrund der Unsicherheit in der Datenlage und der hohen Komplexität der ökosystemaren Zusammenhänge werden Wechselwirkungen zwischen Belastungen bei der Erstellung des Mengengerüstes (Modul 3a) aus Gründen der Übersichtlichkeit beschreibend erwähnt, aber nicht vollständig ins Mengengerüst eingearbeitet.
- Die Auswahl von evtl. Leitspezies bei der Durchführung der Fallstudien wird sich an den Kriterien a) sozio-ökonomische Bedeutung und b) ökologische Repräsentanz der Spezies orientieren.
- Der britische Ansatz wird im Rahmen der Erstellung der Fallstudien geprüft und wenn anwendbar berücksichtigt.

Sektorale Systemgrenzen

Für die Erarbeitung der Methodik und für die Erhebung von Nutzen bei der Durchführung von KNA nach MSRL in Deutschland werden bezüglich des Umgangs mit sektoralen Systemgrenzen folgende Festlegungen getroffen:

- Bei der Bestimmung der Auswirkungen von Maßnahmen wird sich das vorliegende Forschungsvorhaben an den in der deutschen Anfangsbewertung aufgeführten Wirtschaftssektoren orientieren. Diese Auswahl wird bei der Erstellung des Mengengerüstes berücksichtigt, falls dies notwendig erscheint.
- Um Wohlfahrtsgewinne in nicht-ökonomischen Sektoren darstellen zu können (z. B. durch Steigerung der Biodiversität etc.), wird der Auflistung der Anfangsbewertung ein zusätzlicher Sektor/Bereich hinzugefügt: „Gesellschaft".
- Die positiven Nutzenveränderungen durch Maßnahmen in den einzelnen Wirtschaftssektoren werden nach primären und sekundären Effekten (siehe auch Abschnitt 5.3.12) unterteilt. Primäre Effekte stellen diejenigen Auswirkungen dar, die ihre Wirkung direkt in einem der oben aufgeführten Sektoren entfalten. Diese werden soweit möglich quantitativ dargestellt, auch wenn es aller Voraussicht nach nicht möglich sein wird, die Auswirkungen nach Sektor aufzuschlüsseln. Sekundäre Effekte wirken in Zuliefererbetrieben und/oder anderen funktional verbundenen Wirtschaftssektoren, und werden vor allem qualitativ dargestellt.

Diskontierung

Für die Erarbeitung der Methodik für die Erhebung von Nutzen bei der Durchführung von KNA nach MSRL in Deutschland werden bezüglich Diskontierungsfragen folgende Festlegungen getroffen:

- Es werden im Projekt ausschließlich die Diskontraten der UBA-Methodenkonvention genutzt.
- In den Fallstudien wird der Empfehlung des ESA-Leitfadens gefolgt und anhand der Verwendung unterschiedlicher Diskontraten (Sensitivitätsanalysen) die Unterschiede variierender Diskontraten und damit verbundene Umsetzungsprobleme zu dokumentieren.

Betrachtungszeitraum von Maßnahmen und deren Nutzen

Für die Methodik für die Erhebung von Nutzen bei der Durchführung von KNA nach MSRL in Deutschland werden bezüglich des Betrachtungszeitraumes von Maßnahmen folgende Festlegungen getroffen:

- Der Betrachtungszeitraum von Nutzen wird - wie bei den Kosten üblich - auf die „technische[49]" Lebensdauer der Maßnahme beschränkt, da deren Nutzen nur bei „technischer" Funktionalität gewährleistet ist. Bei denjenigen Maßnahmen, bei denen dieses Vorgehen nicht sinnvoll erscheint (z. B. Gesetzesänderungen), werden in enger Absprache mit dem AG und dem FBK auf case-to-case-Basis Festlegungen zu Betrachtungszeitraum und dazugehöriger Diskontrate getroffen. Das Jahr der Zielerreichung (2020) ist dabei für viele Maßnahmen ein zu kurzer

[49] Mit technisch ist hier im Falle von Instrumenten die juristische Lebensdauer gemeint (z.B. Dauer des juristisch festgelegten Nutzungsverbotes, Dauer des juristisch garantierten Finanzzeitraumes im Falle von Agrar-Umweltmaßnahmen etc.).

Zeitraum, bei diesen muss dementsprechend ein längerer Zeitraum gewählt werden.

Sensitivitätsanalysen

Für die Erarbeitung der Methodik für die Erhebung von Nutzen bei der Durchführung von KNA nach MSRL in Deutschland werden bezüglich der Durchführung von Sensitivitätsanalysen im Rahmen einer Diskontierung folgende Festlegungen getroffen:

- In den Fallstudien wird der Empfehlung des ESA-Leitfadens gefolgt und anhand der Verwendung unterschiedlicher Diskontraten (Sensitivitätsanalysen) die Unterschiede variierender Diskontraten und damit verbundene Umsetzungsprobleme zu dokumentieren.

Abnehmender Grenznutzen von Maßnahmen

Für die Erarbeitung der Methodik für die Erhebung von Nutzen bei der Durchführung von KNA nach MSRL in Deutschland werden bezüglich des Umgangs mit dem abnehmenden Grenznutzen von Maßnahmen folgende Festlegungen getroffen:

- Da diese Frage bislang weder im Verlauf der Literatur- und Dokumentenrecherche, noch in den Interviews oder in Erörterungen mit dem Forschungsbegleitkreis geklärt werden konnte, wurde vereinbart, im weiteren Projektverlauf einen Vorschlag für einen praktikablen Umgang mit dieser Problematik zu erarbeiten.

Verwendung von Wiederherstellungs- und Vermeidungskostenmethode

Für die Erarbeitung der Methodik für die Erhebung von Nutzen bei der Durchführung von KNA nach MSRL in Deutschland werden bzgl. der Verwendung der Wiederherstellungs- und Vermeidungskostenmethode folgende Festlegungen getroffen:

- Beide Methoden sind im Verlauf des Projektes auf ihre konkrete Anwendbarkeit hin zu untersuchen und gegebenenfalls anzuwenden bzw. zu nutzen, z. B. als Hilfsgröße bei der Ermittlung von Nutzen von Maßnahmen.

Benefit Spreading und Co-Benefits

Für die Erarbeitung der Methodik für die Erhebung von Nutzen bei der Durchführung von KNA nach MSRL in Deutschland werden bezüglich des Umgangs mit „Benefit Spreading“ von Maßnahmen und Co-Benefits folgende Festlegungen getroffen:

- Da die Problematik des „Benefit Spreading“ bislang weder im Verlauf der Literatur- und Dokumentenrecherche, noch in den Interviews oder in Erörterungen mit dem Forschungsbegleitkreis geklärt werden konnte, wurde vereinbart, im weiteren Projektverlauf einen Vorschlag für einen praktikablen Umgang mit dieser Problematik zu erarbeiten.
- Es wird jedoch davon ausgegangen, dass aufgrund der weiter oben getroffenen Festlegungen bezüglich der geographischen Systemgrenzen des hier gewählten Vorgehens, die Auswirkungen von Maßnahmen in angrenzenden Meeresgebieten in einer KNA nur eine geringe Rolle spielen werden. Dies gilt insbesondere für quantitative Aussagen.

- Co-Benefits (sekundäre Effekte) werden aus Gründen der Übersichtlichkeit nicht ins Mengengerüst eingegliedert, aber soweit möglich verbal beschrieben. Diese werden auch in Modul 3b nicht quantitativ bewertet, sondern lediglich qualitativ beschrieben.

Verlinkung zu parallelen Projekten/Prozessen

Für die Erarbeitung der Methodik für die Erhebung von Nutzen bei der Durchführung von KNA nach MSRL in Deutschland kann zu den folgenden Zeitpunkten mit Daten aus Parallelvorhaben gerechnet werden:

- Mai 2011: Projektbericht zur Durchführung der deutschen ökonomischen Anfangsbewertung.
- Juli 2012: Definition GUZ (notwendig für die Festlegung von Größenordnungen von Maßnahmen bei der Durchführung der Fallstudien).
- Juli 2012: Anfangsbewertungen, inklusive der Erhebung der Kosten einer weiteren Verschlechterung.

Auswahl der Fallstudien

Bezüglich der endgültigen Auswahl der Fallstudien wurden folgende Festlegungen getroffen:

- Die Fallstudien sollen:
  - i) Realistisch und praktikabel durchführbar sein und
  - j) auf öffentliche Akzeptanz stoßen.
- Die bislang vorgeschlagenen Fallstudien „Überfischung“ und „Eutrophierung“ decken zwar die bedeutendsten Belastungen ab, könnten aber womöglich zu homogene Strukturen aufweisen, um als Fallstudien in Frage zu kommen.
- Der AG trifft hierzu sobald wie möglich (auch in Absprache mit dem FBK) eine Entscheidung, und kann bis PM 7 (Mai 2011) zusätzliche Fallstudien identifizieren (siehe ToR).

III.6 Fazit und weitere Arbeiten

Die mit Auftraggeber und Forschungsbegleitkreis abgestimmten und im vorliegenden Dokument festgehaltenen Festlegungen bezüglich der methodischen Herangehensweise an die Erhebung von Nutzen im Rahmen einer KNA nach Art. 13 MSRL werden dem Forschungsbegleitkreis in der endgültigen Fassung auf dem FBK-Treffen am 20. Mai 2011 in Hannover präsentiert.

Des Weiteren fließen diese Festlegungen im weiteren Projektverlauf in die Erstellung des Mengengerüstes ein (planmäßige Fertigstellung Modul 3a Mengengerüst – Komponenten: 31. August 2011; Modul 3b Mengengerüst – Monetarisierung: 31.1.2012), und stellen gemeinsam mit dem Mengengerüst die Grundlage für die Durchführung der Fallstudien dar (planmäßige Fertigstellung: 31. März 2012).

Der interessierten Fachöffentlichkeit werden erste Projektergebnisse auf einem Stakeholder-Workshop präsentiert. Dieser ist vorläufig für den 17./18. November angesetzt.

Einige Fragestellungen konnten bislang nicht abschließend geklärt werden:

- Betrachtungszeitraum von Maßnahmen.
- Anwendung einer Ordinalskala zur qualitativen Einschätzung von Nutzenveränderungen, die nicht monetarisiert werden können.
- Überschneidung mi WRRL-Gebieten und Maßnahmen.
- Der Umgang mit dem abnehmenden Grenznutzen von Maßnahmen.

Wie mit dem Auftraggeber und FBK abgestimmt, wird bezüglich dieser Fragen im weiteren Projektverlauf ein Vorschlag für einen praktikablen Umgang damit erarbeitet.

IV. Aufstellung eines Mengengerüstes und Vorschläge zur Monetarisierung (Projektmodule 3a und 3b)

IV.1 Einleitung

Die europäischen Meeresgebiete, insbesondere auch die deutsche Nord- und Ostsee, werden vom Menschen intensiv und zum Teil zu intensiv genutzt. Aber nur eine intakte Meeresumwelt ermöglicht die langfristige Sicherstellung einer wirtschaftlichen und nachhaltigen Nutzung der Meere. Ziel der EG-Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (2008/56/EG; MSRL)[50] ist ein wirksamerer europaweiter Schutz der Meeresumwelt. Bis zum Jahr 2020 wird ein „guter Umweltzustand" (GUZ) der Meere angestrebt, der dem Schutz der Ressourcen und Dienstleistungen dient und so die Grundlage für viele Bereiche der maritimen Wirtschaft und der Gesellschaft als Ganzes erhält. Die MSRL verfolgt dabei einen ähnlich integrativen, ganzheitlichen Ansatz wie die europäische Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG; WRRL). So wird wie in der WRRL davon ausgegangen, dass sich ökologische Wertvorstellungen und ökonomische Grundsätze gegenseitig nicht ausschließen, sondern sich ergänzen und unterstützen. Für die Abwägung dieser Belange spielt die Kosten-Nutzen Analyse (KNA) potentieller Maßnahmen, die im Text der MSRL ausdrücklich genannt wird, eine wichtige Rolle. Deshalb ist zu untersuchen, wie neben den Kosten einer Maßnahme zur Verbesserung der Meeresumwelt auch deren Nutzen quantifiziert und einbezogen werden können.

Ziel unseres Berichtes ist es, (1) im Rahmen der Durchführung von KNA nach MSRL ein Methodenkonzept vorzustellen, das die systematische Erfassung und Einbeziehung des Nutzens von Meeresschutzmaßnahmen in eine solche KNA erlaubt (Modul 3a) sowie (2) die Möglichkeiten der Monetarisierung der Nutzenänderungen auf Basis der vorhandenen Literatur zu untersuchen (Modul 3b). Die Auswertung konkreter Anwendungen des Konzeptes auf Belastungen in Nord- und Ostsee erfolgt anhand von Fallstudien im nächsten Bericht (April 2012).

Der vorliegende Bericht schließt an den ersten Zwischenbericht (April 2011) an. Dort wurde zunächst der aktuelle Sachstand zur Anwendung von KNA in Deutschland und anderen Anrainerstaaten sowie Abstimmungsprozesse auf EU-Ebene, anwendungsorientierte Forschungsvorhaben und erste methodische Überlegungen einer Nutzenanalyse von Belastungsreduzierungen dargestellt.

Unser Bericht ist wie folgt gegliedert. Im Kapitel 2 werden zunächst wesentliche Begriffe erläutert, wichtige Abgrenzungen vorgenommen sowie das methodische Vorgehen detailliert erläutert. Kapitel 3 beginnt mit einer Darstellung aller Belastungen nach Anhang III der MSRL. Daran anschließend werden nacheinander für alle Belastungen die meeresökologischen Wirkungszusammenhänge und Wechselwirkungen mit anderen Belastungen erläutert, die Nutzen der Belastungsreduzierung im Mengengerüst qualitativ dargestellt und die Möglichkeiten der Monetarisierung diskutiert. Dabei gehen wir so vor, dass Wirkungszusammenhänge einer Belastung zunächst allgemein dargestellt und im Anschluss Besonderheiten für Nord- und Ostsee beschrieben werden. Dies beinhaltet die Darstellung der Relevanz einer Belastung, der räumlichen Ausdehnung, der

[50] http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:164:0019:0040:DE:PDF.

Wirkungsdauer sowie der Evidenz der Erkenntnisse. Anschließend werden die Informationen in das Mengengerüst übertragen und die Möglichkeiten der Monetarisierung auf Basis vorhandener Literatur analysiert. Dabei zeigt sich, dass die Anzahl der Bewertungsstudien je nach Belastung und Nutzenkomponente sehr unterschiedlich ist. Für Belastungen, die etwa durch Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material oder durch Ölverschmutzung entstehen, sind bislang wesentlich mehr Untersuchungen durchgeführt worden, als für Belastungen durch physischen Verlust oder durch Interferenzen mit hydrologischen Prozessen. Aber auch innerhalb einzelner Belastungen ist die Verfügbarkeit von Studien je nach Nutzenkategorie sehr verschieden. Es gibt insgesamt mehr Studien, die direkte Gebrauchswerte analysieren im Vergleich zu allen anderen Nutzenkomponenten (Optionswerte und Nicht-Gebrauchswerte). Die Unsicherheiten und methodischen Schwächen einzelner Vorgehensweisen werden in Kapitel 4 kurz erläutert.

Um die Nutzen der Belastungsreduzierung besser vergleichen zu können, werden die Ergebnisse aus Kapitel 3 in einem gemeinsamen Mengengerüst für alle Belastungen zusammengefasst (Kapitel 5). Die Darstellung der sekundären Effekten von Belastungsreduzierungen erfolgt in Kapitel 6. Der Bericht schließt mit einer kurzen Zusammenfassung. Im Anhang befinden sich eine Übersicht der Wechselwirkungen zwischen den Belastungen sowie eine detailliertere Darstellung der vorhandenen Bewertungsstudien zu den einzelnen Belastungen.

IV.2 Begriffsdefinitionen und methodisches Vorgehen

IV.2.1 Begriffliche Festlegungen und Abgrenzungen

Ökosystem, ökosystemare Dienstleistungen und das Millenium Ecosystem Assessment

Ein *Ökosystem* ist eine natürliche Einheit, die sowohl alle darin vorkommenden Lebewesen (also Tiere, Pflanzen und Mikroorganismen) sowie deren abiotische Umwelt beinhaltet.[51] Dabei bilden die lebenden und nicht lebenden Elemente ein System gegenseitiger Abhängigkeiten und Wechselwirkungen. Wenn ein Bestandteil nicht mehr funktioniert, kann das einen starken Einfluss auf das ganze System haben. Es gibt Ökosysteme sowohl im Meer, als auch an der Küste oder im Inland, in der Stadt und in ländlichen Gebieten. Ökosysteme werden immer räumlich begrenzt betrachtet. Ihre Ausmaße können von wenigen Metern (oder sogar nur Zentimetern) bis hin zu tausenden von Kilometern reichen. Ein Teich, ein Garten, ein Fluss, eine Weidelandschaft, ein Moor- und Sumpfgebiet und ein Stadtpark können als Ökosystem betrachtet werden, aber auch ein Regenwald, ein Korallenriff und eine Wüste oder sogar die gesamte Biosphäre der Erde. Meistens können Überschneidungen und Wechselwirkungen von verschiedenen Ökosystemen beobachtet werden.

Ökosystemare Dienstleistungen sind Güter und Leistungen der natürlichen Umwelt, die sich positiv auf den Menschen auswirken und ihm einen Nutzen stiften.[52] Diese Dienstleistungen sind nach dem Millennium Ecosystem Assessment (MEA[53]) in vier verschiedene Kategorien unterteilt: Bereitstellende Dienstleistungen, regulierende Dienstleistungen, kulturelle Dienstleistungen und unterstützende Dienstleistungen. Zu den bereitstellenden Dienstleistungen gehören unter anderem Nahrungsmittel und Wasser, zu den regulierenden Dienstleistungen Prozesse wie die Klimaregulation und die Reinigung der Luft und des Wassers. Kulturelle Leistungen der Ökosysteme schaffen Menschen einen nicht-materiellen Nutzen durch Erholung oder die kulturelle Wertschätzung und Nutzung der Natur. Die unterstützenden Dienstleistungen hingegen haben lediglich einen indirekten Effekt auf den Menschen: Sie umfassen ökosystemare Leistungen, die für die Schaffung anderer Dienstleistungen der Ökosysteme notwendig sind, dem Menschen aber keinen direkten Nutzen bringen. Dazu zählen zum Beispiel der Nährstoffkreislauf oder die Bereitstellung von Habitaten.

Ökosystemare Dienstleistungen können in *intermediäre und finale Dienstleistungen* eingeteilt werden. Finale Ökosystemdienstleistungen, wie Fischbestände oder

---

[51] Die Ausführungen dieses Abschnittes beziehen sich auf Defra, 2007, S. 10 f.

[52] Der Inhalt dieses Abschnittes orientiert sich an Defra, 2007, S. 10, Beaumont et al., 2007, S. 256 sowie an MEA, 2005, S. V.

[53] Das Millenium Ecosystem Assessment (MEA) wurde 2001 auf Initiative des damaligen UN-Generalsekretärs Kofi Annan ins Leben gerufen. Das Ziel des MEA war es, die Konsequenzen von Veränderungen der Ökosysteme auf das menschliche Wohlbefinden zu untersuchen und die wissenschaftliche Basis zu schaffen, um diese Ökosysteme effektiver zu bewahren, wiederherzustellen und nachhaltig zu nutzen. Weltweit waren mehr als 1.360 Wissenschaftler an den Arbeiten des MEA beteiligt (MEA, 2011).

Badewasserqualität, wirken sich direkt auf das menschliche Wohlbefinden aus. Intermediäre Dienstleistungen hingegen beziehen sich auf die grundlegenden biologischen, chemischen und physikalischen Prozesse, die zur Erhaltung eines Ökosystems beitragen. Somit unterstützen und ermöglichen intermediäre Ökosystemdienstleistungen, wie z.B. die Primärproduktion pflanzlicher Biomasse in den Meeren, die Bereitstellung finaler Ökosystemdienstleistungen und tragen so indirekt zum menschlichen Wohlbefinden bei (WG ESA 2010; Fisher, Turner and Morling, 2009).

Die folgende Tabelle (Tabelle 6) bietet einen Überblick über ökosystemare Güter und Dienstleistungen, die die Meere bereitstellen.

Tabelle 6: Ökosystemare Güter und Dienstleistungen der Meere.

Bereitstellende Dienstleistungen	**Regulierende Dienstleistungen**
• Bereitstellung von Nahrungsmitteln • Bereitstellung genetischer Ressourcen und Medizin • Bereitstellung von Energie (Wind, Wellen, Gezeiten) • Bereitstellung anderer erneuerbarer Ressourcen zu anderen Zwecken (Schmuck, Souvenirs, etc.) • Bereitstellung nicht-erneuerbarer Ressourcen • Bereitstellung von Transportwegen	• Gas- und Klimaregulierung • Schutz gegen Stürme und Überschwemmungen • Schutz gegen Erosion • Abbau von Verschmutzung und Kontaminierung • Klärung des Wassers
Kulturelle Dienstleistungen	**Unterstützende Dienstleistungen**
• Erholung und Freizeitaktivitäten • Ästhetik und Annehmlichkeit • Kulturelles Erbe und Identität • Spirituelle und religiöse Werte • Forschung und Lehre / Erziehung	• Primärproduktion • Nährstoffkreisläufe • Ökosystemstabilität und Resilienz • Habitate • Nahrungsnetze • Biodiversität

Quelle: Bertram und Rehdanz (2012). Die Klassifizierung ökosystemarer Güter und Dienstleistungen erfolgt in Anlehnung an Turner et al. (2010) und Arcadis Belgium (2010).

Total Economic Value (TEV)

Die im obigen Abschnitt vorgestellten ökosystemaren Dienstleistungen stiften dem Menschen auf vielfältige Art und Weise Nutzen.[54] Dieser Nutzen wird jedoch in vielen Entscheidungssituationen, z.B. über die Durchführung von Umweltschutzmaßnahmen, nicht immer ausreichend berücksichtigt. Wird der Nutzen einer Maßnahme unterschätzt, kann dies zur Folge haben, dass Maßnahmen nicht durchgeführt werden, die vorteilhaft sind und bei einer korrekten Nutzenbewertung durchgeführt worden wären. Dies kann zu Fehlallokationen, insbesondere zu umweltschädlichem und nicht nachhaltigem Verhalten führen. Auf funktionierenden Märkten ist der Preis das Signal für den Wert eines Gutes oder einer Dienstleistung. Er regelt die effiziente Allokation von Ressourcen. Für Umweltgüter und -dienstleistungen gibt es jedoch oft keine Märkte, und Preissignale sind nicht vorhanden oder verzerrt. Um den Nutzen von Umweltschutzmaßnahmen bestimmen zu können, muss daher häufig auf indirekte Methoden zurückgegriffen werden, um die Wertschätzung der Menschen für bestimmte Ökosystemdienstleistungen zu bestimmen. Dies kann insbesondere dann notwendig sein, wenn Maßnahmen auf ihre Vorteilhaftigkeit hin untersucht werden sollen und eine Gegenüberstellung von Kosten und Nutzen erfolgen soll.

Der *Total Economic Value*, kurz TEV, gibt die Summe aus allen Komponenten ökonomischen Nutzens an und wird als vorherrschender Rahmen für Bewertungsansätze ökosystemarer Dienstleistungen angesehen. Es handelt sich dabei um einen anthropozentrischen Ansatz, der den Wert ökosystemarer Güter und Dienstleistungen für den Menschen in den Vordergrund stellt. Ökosystemare Güter und Dienstleistungen sind für den Menschen umso wertvoller, je mehr Nutzen sie stiften. Die (gedankliche) Aufteilung des TEV in seine Komponenten erleichtert es, die Ergebnisse einer Bewertung im Hinblick auf die vollständige Erfassung aller Komponenten zu überprüfen[55].

Die Unterteilung des TEV erfolgt in Gebrauchswerte und Nicht-Gebrauchswerte (illustriert in Abbildung 9). Die Gebrauchswerte wiederum ergeben sich aus direkten konsumtiven oder nicht-konsumtiven, sowie indirekten Werten und dem Optionswert eines Gutes oder einer Dienstleistung. Zu den Nicht-Gebrauchswerten gehören der Existenzwert, der altruistische Wert und der Vererbungswert. Alle Wertekomponenten werden im Folgenden genauer erläutert.

---

[54] Der Nutzen ist ein Ausdruck für das menschliche Wohlbefinden bzw. den Grad der Zufriedenheit. Je höher die Zufriedenheit, desto größer der Nutzen. So kann beispielweise der Konsum von Gütern nutzenstiftend sein. Maßnahmen zur Reduzierung von Umweltbelastungen können das menschliche Wohlbefinden ebenfalls erhöhen und so zu einem Nutzenanstieg führen.

[55] Ausführungen in diesem Abschnitt beziehen sich auf Defra (2007, S. 30ff.), UNEP/WCMC (2011, S. 11 f.), Pearce and Turner (1990) und UBA (2007).

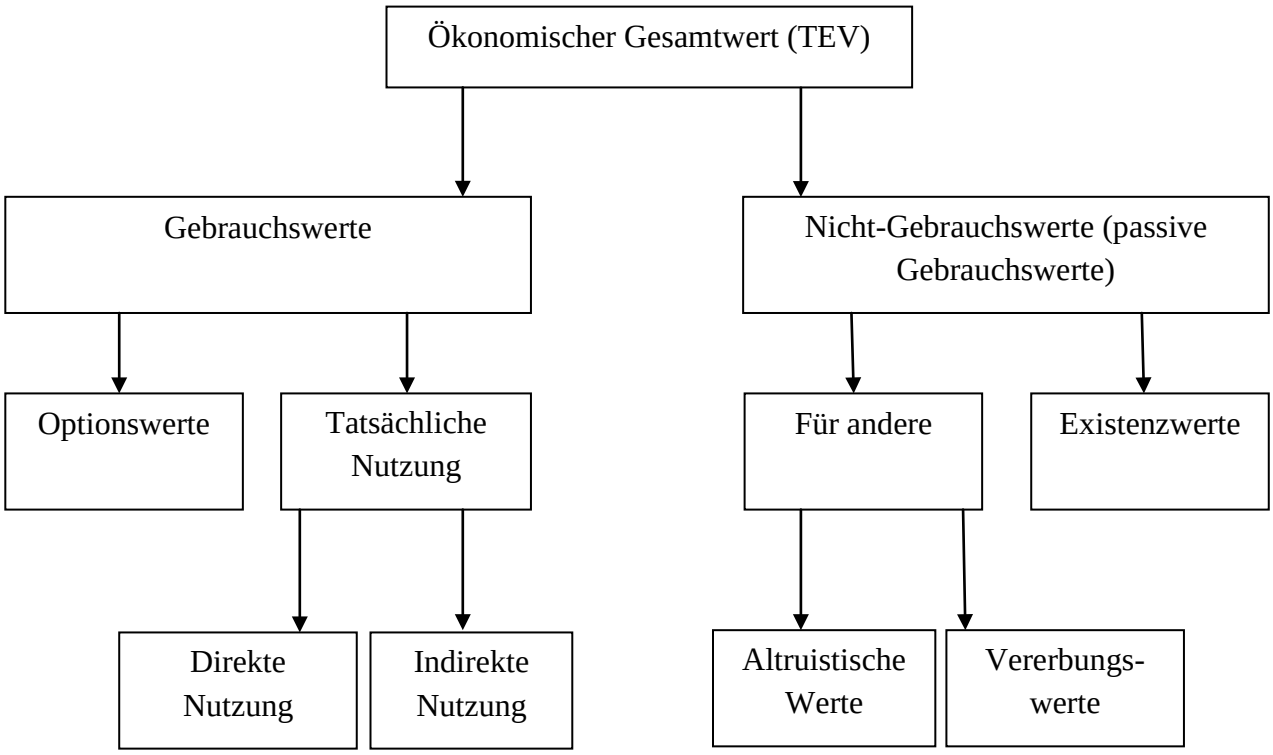


Abbildung 9: Die Komponenten des Total Economic Value (TEV)

Quelle: in Anlehnung an Defra (2007).

Gebrauchswerte

Direkter Gebrauchswert (konsumtiv und nicht-konsumtiv)

Der direkte Gebrauchswert ergibt sich daraus, dass Individuen eine Ökosystemdienstleistung direkt nutzen oder die Nutzung planen. Dies kann sich auf den direkten Konsum eines Gutes oder einer Ökosystemdienstleistung beziehen, z. B. auf die Nutzung von marinen mineralischen und fossilen Rohstoffen oder auf den Konsum von Fisch und Meeresfrüchten. Es kann sich auch auf eine Nutzung beziehen, bei der das Gut nicht konsumiert wird, z.B. Erholung in der Natur oder die Nutzung von Wasserstraßen. Zu dieser Kategorie zählen auch ästhetische, spirituelle und kulturelle Werte, die Naturgütern zugeschrieben werden.

Indirekter Gebrauchswert

Der indirekte Gebrauchswert ergibt sich daraus, dass Individuen von einem Gut oder einer Ökosystemdienstleistung indirekt profitieren ohne sie direkt zu nutzen. Indirekte Gebrauchswerte ergeben sich z.B. durch die natürliche Klärung des Wassers, die Regulierung des Klimas, den biologischen Abbau von Müll oder durch den Schutz vor Erosion und Naturgewalten.

Optionswert

Der Optionswert beschreibt den Wert, den Individuen der potentiellen Möglichkeit beimessen, bestimmte Güter und Ökosystemdienstleistungen in der Zukunft zu nutzen, auch wenn sie diese aktuell nicht nutzen und die Nutzung nicht planen. Diese Zukunftswerte können sowohl direkter als auch indirekter Natur sein. Ein Beispiel für einen Optionswert ist ein Nationalpark oder ein Meeresschutzgebiet, an dessen Erhalt

Menschen bereit sind, sich finanziell zu beteiligen, ohne eine spezielle Absicht für einen Besuch zu haben. Der Grund für diese Zahlungsbereitschaft ist, sich die Möglichkeit für eine zukünftige Nutzung offenzuhalten. Des Weiteren kann ein Optionswert auch wie eine Art Versicherung für die Sicherheit über einen guten Umweltzustand in der Zukunft wirken. Der Erhalt einer breiten Mischung von Spezies kann z.B. die Resilienz von Ökosystemen erhöhen (Defra, 2007). Dies erhöht auch die Wahrscheinlichkeit, in Lebewesen oder Pflanzen potentiell nutzbare Substanzen (z.B. für Arzneimittel) zu entdecken.

Nicht-Gebrauchswerte (passive Gebrauchswerte)

Existenzwert

Der Existenzwert beschreibt den Wert, den Individuen dem gegenwärtigen Vorhandensein von Ökosystemdienstleistungen und -gütern beimessen, obwohl sie selbst diese weder aktuell nutzen noch eine Nutzung in Zukunft planen. Ein Beispiel dafür ist die Bereitschaft von Menschen, für den Schutz von Walen zu spenden, obwohl sie wissen, dass sie vielleicht nie einen Wal in seiner natürlichen Umgebung sehen werden (Defra, 2007).

Vererbungswert

Der Vererbungswert beschreibt den Wert, den Individuen Ökosystemdienstleistungen und -gütern beimessen, damit diese auch für zukünftige Generationen zur Verfügung stehen werden (Defra, 2007). Dies wäre zum Beispiel die Bereitschaft, für den Schutz der Lebensräume von Meerestieren zu zahlen, um diese auch für die nachfolgenden Generationen zu erhalten; sie also zu „vererben“ (Nunes et al., 2009).

Altruistischer Wert

Der altruistische Wert beschreibt den Wert, den Individuen Ökosystemdienstleistungen und -gütern beimessen, damit diese von anderen Menschen zum gegenwärtigen Zeitpunkt genutzt werden können (Defra, 2007). Analog zum Beispiel des Vererbungswertes ist hier die Bereitschaft gemeint, für den Schutz von Lebensräumen der Meerestiere zu zahlen, um diese für andere Menschen der gegenwärtigen Generation zu bewahren.

Von Nutzenänderungen direkt betroffene (Wirtschafts-) Sektoren und Bereiche

Durch die Reduzierung von Belastungen und die damit verbundene veränderte Bereitstellung ökosystemarer Güter und Dienstleistungen ergeben sich Nutzenänderungen. Diese werden im vorliegenden Bericht verschiedenen (Wirtschafts-) Sektoren und gesellschaftlichen Bereichen zugerechnet. Die Abgrenzung der verschiedenen Sektoren orientiert sich an der Klassifizierung in vorhandenen ökonomischen Bewertungsstudien mit maritimem Bezug (z.B. Loureiro et al., 2006), Analysen der Schäden durch Belastungen der Meere (z.B. Mouat, Lopez Lorano und Bateson, 2010) sowie an den Berichten der europäischen Arbeitsgruppe zur „wirtschaftlichen und gesellschaftlichen Analyse“ (Economic and Social Assessment, ESA) der betroffenen Meeresgewässer und der deutschen Arbeitsgruppe zur ökonomischen Anfangsbewertung im Rahmen der Umsetzung der MSRL.

Das Guidance-Dokument der europäischen WG ESA (WG ESA, 2010) listet eine Reihe von Wirtschaftssektoren auf, die die Meere nutzen. Von diesen werden im vorliegenden Bericht die Sektoren Aquakultur, Schifffahrt, Fischerei und Tourismus übernommen. Darüber hinaus beschreibt das Guidance-Dokument weitere Nutzen, die sich durch die aktive und passive Nutzung des Meeres ergeben können. Dazu zählen z.B. Erholung und Sportangeln (direkte Gebrauchswerte), Nährstoff- und Klimaregulierung (indirekte Gebrauchswerte) sowie das Wissen um die fortdauernde Existenz einzelner Arten oder ganzer Ökosysteme (Nicht-Gebrauchswerte). Die Gebrauchswerte lassen sich in der Regel einem bestimmten Sektor zuordnen. Um die Nicht-Gebrauchswerte abzubilden, die nicht unbedingt einen wirtschaftlichen, wohl aber einen gesellschaftlichen Nutzen haben, führen wir im vorliegenden Bericht zusätzlich den Sektor „Gesellschaft" ein.

Das Gutachten zur deutschen Anfangsbewertung (Marggraf et al., 2011) stellt bei der Nutzung der Meere die direkte Nutzung durch Wirtschaftssektoren in den Vordergrund, wobei sie u.a. auch auf Informationen des BSH (2010) und des BMU (2008) zurückgreift. Da der Fokus des vorliegenden Berichts aber auf den Nutzen von Belastungsreduzierungen liegt und nicht auf den Auswirkungen verschiedener Nutzungsformen auf die Meere, wie dies in den Dokumenten zur deutschen Anfangsbewertung der Fall ist, ergibt sich ein anderer Schwerpunkt. Einige Sektoren, die z.B. im Gutachten zur deutschen Anfangsbewertung eine große Rolle spielen, kommen hier daher nicht vor. Dies sind z.B. Meerestechnik, Forschung und militärische Nutzung. Es ist nicht zu erwarten, dass diese Sektoren von Belastungsreduzierungen profitieren würden.

Sektoren, die sowohl in diesem Bericht als auch im Bericht zur deutschen Anfangsbewertung vorkommen sind Schifffahrt, Fischerei, Tourismus, Industrie, Landwirtschaft und Küstenschutz. Durch die Nutzung der Meere in diesen Sektoren kommt es auf der einen Seite zu Belastungen der Meeresumwelt, auf der anderen Seite können diese Sektoren aber auch direkt von Belastungsreduktionen profitieren. Die Schifffahrt ist beispielsweise ein Hauptverursacher maritimen Abfalls und trägt zur Ausbreitung nicht-einheimischer Arten bei. Auf der anderen Seite belasten maritimer Abfall und nicht-einheimische Arten die Schifffahrt. Abfall z.B. kann Schiffe beschädigen und dadurch Kosten für Reparaturen und Risiken für die Navigation verursachen. Für die Schifffahrt kann sich also durch die Reduzierung von Abfall in der Meeresumwelt ein Nutzen ergeben. Darüber hinaus kann ein positiver Nutzen durch eine geringere Verschlickung der Häfen entstehen sowie potentiell durch geringere Schäden an Hafenanlagen und Schiffen sowie durch die Eindämmung der Ausbreitung invasiver Arten, die durch maritimen Müll oder Ballastwasser eingeschleppt werden können (Mouat, Lopez-Lozano and Bateson, 2010; WWF, 2006).

Handelt es sich bei dem betrachteten Gut oder der betrachteten Ökosystemdienstleistung um ein privates Gut (z.B. gefischte Meerestiere), so lässt sich der Nutzen klar einem Sektor zurechnen. Handelt es sich bei dem betrachteten Gut allerdings um ein öffentliches Gut[56]

[56] Für öffentliche Güter gelten als Kriterien die „Nicht-Ausschließbarkeit vom Konsum" und die „Nicht-Rivalität im Konsum". Dies bedeutet, dass ein privatwirtschaftlicher Markt, anders als bei den privaten

(z.B. die Widerstandsfähigkeit des Ökosystems), so ist die Zurechnung zu einem bestimmten (Wirtschafts-)Sektor eventuell schwierig. Letzteres trifft insbesondere auf die Nicht-Gebrauchswerte zu, die sich für die Menschen unabhängig von der Nutzung ergeben können. Um diese Nutzenänderungen zu erfassen, wurde die Liste der direkt betroffenen Sektoren um den Bereich „Gesellschaft" ergänzt, dem wir im Folgenden die Nicht-Gebrauchswerte zuordnen werden.

In Tabelle 7 werden die direkt betroffenen Sektoren und Bereiche, die im vorliegenden Bericht betrachtet werden, kurz definiert bzw. beschrieben sowie den Nutzenkomponenten des TEV zugeordnet. Sektoren, die Verursacher der Belastungen sind und von einer Belastungsreduzierung negativ betroffen sein können, wie z.B. die Meerestechnik, werden in der Tabelle nicht aufgeführt. Für eine detaillierte Übersicht über diese Sektoren und die entstehenden Belastungen siehe Marggraf et al. (2011).

Tabelle 7: Abgrenzung von (Wirtschafts-) Sektoren und Bereichen, die durch Belastungsreduzierungen einen Nutzen erfahren.

Sektor / Bereich	Beschreibung	Nutzenkomponente
Fischerei	Kommerzielle Fischerei, inkl. Industrie- und Küstenfischerei und kleine Hochseefischerei.	Direkter Gebrauchswert (konsumtiv) und Optionswert
Sportangeln	Fischerei, die durch Privatpersonen als Freizeitaktivität betrieben wird.	
Aqua-/Marikultur	Aufzucht von Pflanzen und Meerestieren in ihrem natürlichen Lebensraum, i.d.R. zum Zweck des Verkaufs und Konsums, wobei die Aufzuchtbecken mit dem umgebenden Meeresgebiet in Verbindung stehen können.	
Tourismus	Urlauber, die für mindestens eine Nacht am Urlaubsort bleiben: Wertschätzung für touristische Aktivitäten und/oder Ausgaben für Übernachtungen in Hotels, Pensionen, Ferienwohnungen und auf Campingplätzen sowie Umsätze in Restaurants, Supermärkten, Souvenirgeschäften, etc.	Direkter Gebrauchswert (nicht konsumtiv) und Optionswert
Erholung	Besucher (Einheimische und Ortsfremde), die für maximal einen Tag an den Ort kommen; Wertschätzung und/oder Ausgaben für Aktivitäten am Strand (spazieren gehen, sonnenbaden, etc.) und im bzw. auf dem Wasser (schwimmen, tauchen, schnorcheln, surfen, segeln, etc.).	
Schifffahrt	Schiffe und Boote, die die Seeschifffahrtsstraßen und das offene Meer befahren, insb. Berufsschifffahrt (u.a. Handelsschiffe, Fähren, Kreuzfahrtschiffe) sowie Häfen und Marinas, ohne Sportschifffahrt und ohne Fischereifahrzeuge.	
Industrie	Industrielle Anlagen und Kraftwerke entlang der Küste (insbesondere Nutzung von Kühlwasser); Offshore-Windkraftanlagen und Gezeiten- und Wellenkraftwerke, Klärwerke, Öl-und Gasförderung.	
Gesundheit	Verringerung von akuten und chronischen Erkrankungen und Gesundheitsbeeinträchtigungen von Menschen durch den direkten Kontakt mit Meerwasser oder den Konsum kontaminierter	Indirekter Gebrauchswert und Optionswert

Gütern, nicht funktionieren kann, sondern – bei entsprechendem gesamtgesellschaftlichem Nutzen – staatlich organisiert werden muss. Die Rechtsform bei der Durchführung ist dabei unerheblich.

Sektor / Bereich	Beschreibung	Nutzenkomponente
	Meerestiere.	
Landwirtschaft[57]	Landwirtschaftliche Aktivitäten wie Ackerbau und Tierzucht entlang der Küsten.	
Gesellschaft	Gesamtgesellschaftlicher Nutzen von Meeresschutzmaßnahmen zur Reduzierung von Belastungen, der in den anderen Sektoren nicht enthalten ist und somit keine direkte (konsumtive oder nicht konsumtive) oder potentielle Nutzung umfasst.	Nicht-Gebrauchswerte und Optionswert

Die Abgrenzung der Sektoren erfolgt u.a. in Anlehnung an WG ESA (2010), BSH (2010), Arcadis Belgium (2010), Loureiro et al. (2006), Zylicz et al. (1995), Turner et al. (1999) sowie Mouat, Lopez Lorano und Bateson (2010).

In der Regel gibt es einen engen räumlichen Bezug zwischen den direkten Auswirkungen einer Belastungsreduzierung und den Aktivitäten der (Wirtschafts-) Sektoren in der Küstenregion der Nord- und Ostsee. Die Nicht-Gebrauchswerte, die für die gesamte Gesellschaft relevant und nutzenstiftend sein können, weisen diesen räumlichen Bezug nicht unbedingt auf. Der Nutzen durch Nicht-Gebrauchswerte kann systemübergreifend wirken. Auch Menschen, die weit von den Küstenregionen entfernt leben, können die fortdauernde Existenz einzelner Arten und ganzer Ökosysteme wertschätzen. Der Nutzen durch Nicht-Gebrauchswerte kann sich darüber hinaus nicht nur durch einzelne Komponenten des Ökosystems ergeben, sondern auch und vor allem durch die Funktionsfähigkeit des Systems als Ganzem.

Sekundäre Effekte

Oben wurden u.a. die Wirtschaftssektoren beschrieben, die direkt von den Belastungsreduzierungen positiv oder negativ betroffen sein können. Darüber hinaus ist es möglich, dass weitere Wirtschaftssektoren, die mit den direkt betroffenen Sektoren in Verbindung stehen, indirekt von den Belastungsreduzierungen beeinflusst werden. Diese Effekte werden in diesem Bericht als sekundäre Effekte beschrieben. Ein enger räumlicher Bezug zwischen den primär und den sekundär betroffenen Sektoren kann bestehen, muss aber nicht unbedingt vorhanden sein.

Primär betroffene Sektoren können in verschiedener Beziehung zu den sekundär betroffenen Sektoren stehen (illustriert in Abbildung 10). So kann es sich z.B. um eine vertikale Verbindung zwischen den Sektoren handeln (linker, vertikaler Pfeil). Das bedeutet, dass es sich um Unternehmen auf verschiedenen Wirtschaftsstufen handelt, wobei ein Unternehmen z.B. der Abnehmer eines anderen Unternehmens ist. Es kann sich auch um horizontale Verbindungen handeln (unterer, horizontaler Pfeil), wobei beide Unternehmen auf einer Wirtschaftsstufe stehen. So kann es z.B. durch die Substitution von Gütern und Dienstleistungen zu sekundären Effekten kommen.

Bei der Beschreibung der sekundären Effekte ist zu beachten, dass es sich hier nur um eine partielle Betrachtung handelt. Das bedeutet, dass es zwar negative Effekte in einzelnen Sektoren geben kann (z.B. durch Betriebsschließungen und Arbeitsplatzverluste), dies aber nicht zwangsläufig einen Rückgang des volkswirtschaftlichen Gesamtnutzens durch eine Maßnahme mit sich bringt. So ist es z.B.

[57] Sollte Meerwasser für die Landwirtschaft entsalzt und direkt für die Bewässerung genutzt werden, so ergäbe sich durch positive Effekte ein direkter Gebrauchswert.

möglich, dass die in einem Sektor verloren gegangenen Arbeitsplätze lediglich in einen anderen Bereich verlagert werden. Wird dieser Sektor nicht von der Partialanalyse erfasst, so wird auch der entstehende Nutzen nicht mit berücksichtigt. Es handelt sich bei den in diesem Bericht beschriebenen Sekundäreffekten also um regional-ökonomische oder sektorspezifische Effekte, aber nicht notwendigerweise um gesamtgesellschaftliche Wohlfahrtseffekte.

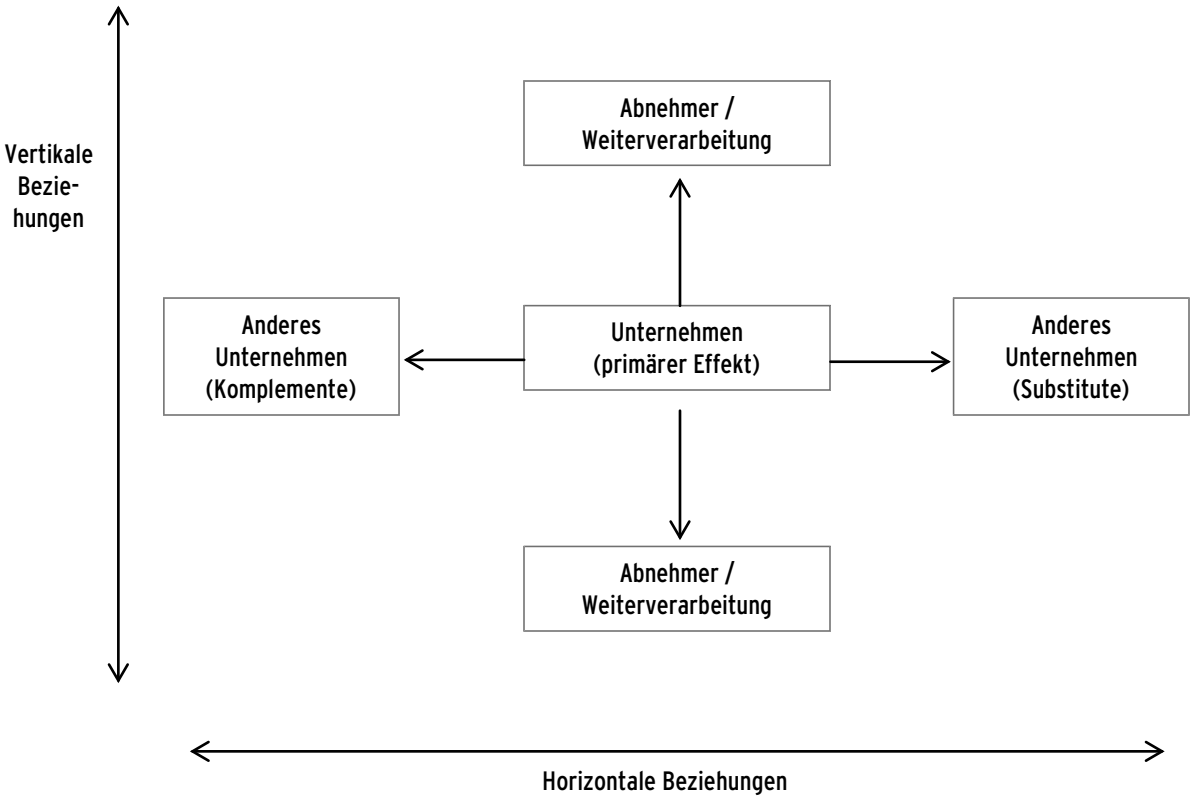


Abbildung 10: Sekundäre Effekte

Eigene Darstellung. In Anlehnung an Porter (2008).

Die sekundären Effekte sowie die Zusammenhänge zu den primär betroffenen Sektoren werden in Kapitel 5 genauer beschrieben.

Monetarisierung von Nutzen (-änderungen)

Von Belastungsreduzierungen ausgehend ergeben sich, wie bereits beschrieben, in den verschiedenen (Wirtschafts-) Sektoren Nutzenänderungen. Die MSRL sieht vor, Maßnahmen, die zu einer Reduktion von Belastungen der Meeresumwelt führen, anhand einer KNA auf ihre Effizienz hin zu überprüfen. Hierfür ist eine Quantifizierung, möglichst eine Monetarisierung der verschiedenen Nutzenänderungen notwendig.

In der ökonomischen Bewertung werden verschiedene Methoden zur Monetarisierung von Nutzen angewandt[58], die zur Schätzung der Zahlungsbereitschaft für Umweltgüter direkte Bewertungsmethoden (z.B. die kontingente Bewertung) und indirekte Bewertungsmethoden (z.B. die Reisekostenmethode) heranziehen bzw. Vermeidungskosten- oder Wiederherstellungskostenansätze verwenden, wenn keine weiteren Informationen zur Zahlungsbereitschaft vorliegen[59]. Eine Diskussion der verwendeten Methoden erfolgt in Kapitel 4.

Monetarisierte Werte, die für eine bestimmte Nutzenänderung mit diesen Methoden ermittelt wurden, beziehen sich auf ein bestimmtes Jahr, eine bestimmte Region und bestimmte sozio-ökonomische Gegebenheiten. Eine Übertragung von Werten auf Regionen für die keine Werte vorliegen, kann mit Hilfe des „Benefit-Transfer"-Ansatzes erfolgen, der im Folgenden näher beschrieben wird.

Benefit Transfer

In der Methode des „Benefit Transfer" werden die Ergebnisse vorhandener Bewertungsstudien genutzt, um sie auf eine neue Fragestellung oder einen anderen Ort zu übertragen (Brouwer, 1998, Rosenberger und Loomis, 2001). Das Übertragen kann mit Hilfe unterschiedlicher Instrumente wie der Verwendung von Einheitswerten („unit value transfer") der Ableitung von Zahlungsbereitschafts- oder Metafunktionen oder der Präferenzkalibrierung erfolgen[60]. Im Rahmen dieses Berichts wird ausschließlich auf die Methodik der Einheitswerte zurückgegriffen, um einen Benefit Transfer vorzunehmen. Der Begriff „Benefit Transfer" ist hier somit als Synonym für Einheitswerte zu sehen.

Der Vorteil des Benefit Transfers liegt in seiner schnellen Durchführbarkeit und einem reduzierten Aufwand. Nachteile und Unsicherheiten ergeben sich in Bezug auf die Validität der Ergebnisse. Aus diesem Grund wurden besonders für den Transfer von Einheitswerten eine Reihe von Qualitätskriterien entwickelt: der Bewertungsgegenstand und die sozioökonomischen Bedingungen sollten weitgehend übereinstimmen, die Marktabgrenzung sollte plausibel und nachvollziehbar sein, die Originalstudie sollte gut

---

[58] Für weitere Ausführungen siehe UBA (2007).

[59] Vermeidungs- und Wiederherstellungskosten können nur als Hilfsgröße für die Bewertung von Umweltschäden dienen. Eine vollständige Kosten-Nutzen Analyse, bei der die Schäden bzw. Nutzen auf dem Vermeidungskosten-/Wiederherstellungskostenansatz basieren, ist mit dieser Methodik nicht durchführbar (da hier die Kosten der Maßnahme den Nutzen entsprechen; siehe erster Zwischenbericht (April 2011).

[60] Ausführliche Beschreibungen finden sich u.a. in Navrud und Ready (2007) und Bickel und Friedrich (2005).

dokumentiert sein und es sollten möglichst klar definierte Endpunkte vorliegen (z.B. Zahlungsbereitschaft für bestimmte Erkrankungen) (UBA, 2007).

Geographische Systemgrenzen

Bei der Erstellung des Mengengerüstes (Modul 3a) und der Nutzenbewertung (Modul 3b) werden aufgrund der schon für die deutschen Meeresgewässer unzureichenden Datenlage und des schwierigen Zugriffs auf Primärdaten aus Drittstaaten primär die deutschen Meeresgewässer betrachtet. Bei Belastungen, die eher regional ausgeprägt sind (wie bspw. die Eutrophierung), kann es dann allerdings effizienter sein, deren Reduktion in allen Verursacherstaaten und nicht nur in Deutschland zu betrachten. In Kapitel 3 wird darauf im Einzelfall näher eingegangen.

IV.2.2 Vorgehensweise

Vorgehensweise Modul 3a

Konzeptioneller Hintergrund

Es bieten sich insbesondere zwei Ansätze zur Aufteilung des Gesamtnutzens in Teilnutzen-Komponenten an: (1) das Konzept des „Total Economic Value“ (TEV) bzw. ökonomischen Gesamtnutzens und (2) das Konzept der Ökosystemdienstleistungen nach dem Millenium Ecosystem Assessment (MEA) (siehe oben).

Im Unterschied zum TEV zielt das Konzept des MEA darauf ab, die komplexen Interaktionen zwischen Ökosystemen und menschlichen Aktivitäten anschaulich darzustellen. Eine vollständige systematische Beschreibung aller ökonomisch relevanten Auswirkungen einer Umweltschutzmaßnahme ist daher nach dem Ansatz des MEA nur schwer möglich. Ziel des Teil-Moduls 3a ist es, ein monetär bewertbares Mengengerüst zu entwickeln. Wir stützen uns dazu primär auf den Ansatz des TEV, da dieser eine praktikablere Aufteilung des Gesamtnutzens erlaubt. Je nach Relevanz werden Aspekte des MEA in der Erstellung des Mengengerüsts berücksichtigt. So lässt sich der Bereich der regulierenden Ökosystemdienstleistungen den indirekten Gebrauchswerten und den Optionswerten zuordnen. Die bereitstellenden und kulturellen Dienstleistungen fallen hauptsächlich in den Bereich der direkten Gebrauchswerte. Die kulturellen Ökosystemdienstleistungen gemäß MEA können darüber hinaus Nicht-Gebrauchswerte nach TEV beinhalten. Unterstützende Ökosystemdienstleistungen fließen in den TEV hingegen nur über ihren Beitrag zu den anderen Dienstleistungen ein (Defra, 2007).

Insbesondere ist festzuhalten, dass Ökosystemdienstleistungen und Nutzen nicht identisch sind. Erholung z.B. ist keine Ökosystemdienstleistung, sondern ein Nutzen, den Menschen aus verschiedenen Ökosystemdienstleistungen ziehen können, i.d.R. indem sie diese Dienstleistungen mit anderen Inputs kombinieren. In Anlehnung an Boyd und Banzhaf (2007) schlagen Fisher et al. (2009) vor, Ökosystemdienstleistungen als Aspekte von Ökosystemen zu verstehen, die aktiv oder passiv genutzt werden, um menschliches Wohlbefinden zu erzeugen. Ökosystemdienstleistungen sind also ökologische Phänomene und beinhalten ökologische Strukturen und Prozesse, sofern diese direkt oder indirekt von Menschen konsumiert werden. Ökosystemdienstleistungen stellen damit die Verbindung zwischen naturwissenschaftlichen Systemen und der Wohlfahrt des Menschen her (Boyd and Banzhaf, 2007; Fisher, Turner and Morling, 2009).

Bezug zum Bericht zur deutschen Anfangsbewertung

Die Arbeit in Modul 3a knüpft an die Arbeit der nationalen Arbeitsgruppe zur wirtschaftlichen und gesellschaftlichen Analyse der Nutzung der Meere sowie den Kosten der Verschlechterung an (Marggraf et al., 2011). Die Arbeitsgruppe verfolgt einen sog. „modifizierten thematischen Ansatz“, der die verschiedenen Nutzungsbereiche als Ausgangspunkt nimmt. Davon ausgehend untersucht sie, welche Nutzungsform welche ökologischen Auswirkungen hat und über welche Nutzenkomponenten sich dies auf die Wohlfahrt auswirkt. Der Ansatz der nationalen Arbeitsgruppe spiegelt wider, dass Maßnahmen zur Reduzierung einer Belastung in einem bestimmten Nutzungsbereich ansetzen können. In diesem Bereich entstehen dann auch die Maßnahmenkosten.

Im Gegensatz dazu hat das vorliegende Projekt zum Ziel, die Auswirkungen einer Maßnahme auf den Nutzen darzustellen. Wir setzen daher bei den ökologischen Aspekten der Belastungsreduzierung an und leiten daraus die betroffenen Nutzenkomponenten ab. Das Gutachten zur Erstellung der ökonomischen Anfangsbewertung im Rahmen der Umsetzung der MSRL in Deutschland (Marggraf et al., 2010) wurde für das vorliegende Projekt verwendet um abzugleichen, welche ökologische Veränderung welche Nutzenkomponenten berührt. Darüber hinaus wird in dem Gutachten deutlich, welche Nutzungsform mit welcher Belastung direkt in Verbindung steht. Diese Informationen nutzen wir für die Erstellung des Mengengerüsts in Modul 3a.

Überblick Vorgehensweise

Zunächst werden die Auswirkungen einer Maßnahme zur Reduzierung einer Belastung auf meeresökologischer Ebene betrachtet (biologische, physikalische und chemische Strukturen, Prozesse und Funktionen; intermediäre Ökosystemdienstleistungen). Wechselwirkungen zwischen Belastungen werden beschrieben. Im Anschluss werden die daraus entstehenden Auswirkungen auf die Ökosystemdienstleistungen für einzelne Belastungen analysiert und dem MEA-Ansatz zugeordnet (finale Ökosystemdienstleistungen und Güter).

- Im nächsten Schritt wird daraus abgeleitet, welche Nutzenkomponenten und Sektoren betroffen sind. Dies bildet die Grundlage für die ökonomische Bewertung der Änderungen der direkten und indirekten Gebrauchswerte. Darüber hinaus werden auch die Nicht-Gebrauchswerte berücksichtigt, um ein Gerüst für die Bestimmung der Änderung des ökonomischen Gesamtwertes (TEV) als Folge einer Belastungsreduzierung zu erstellen.

- Die Sektoren, in denen negative Nutzenänderungen auftreten können, werden benannt. Dies beinhaltet sowohl die oben aufgeführten Sektoren als auch die Sektoren, die die Belastungen verursachen.

  Im letzten Schritt folgen die Darstellung in einem gemeinsamen Mengengerüst sowie die Beschreibung möglicher sekundärer Effekte.

Vorgehensweise Modul 3b

Modul 3b leistet die Bewertungsarbeit für die Nutzen der einzelnen Belastungsreduzierungen, die in Modul 3a beschrieben und deren Nutzenkomponenten im Mengengerüst identifiziert werden.

Die Bewertungsarbeit beinhaltet mehrere Stufen und Rechenschritte, die in Abbildung 11 dargestellt sind und im Folgenden näher erläutert werden: die Prüfung der Studien auf Verwendbarkeit (inkl. einer Kurzbeschreibung, in Anhang B zu finden (Schritt A), die Zuordnung der monetären Werte zu den jeweiligen Nutzenkategorien und (Wirtschafts-) Sektoren (Schritt B), die Umrechnung der monetären Werte auf eine Bezugseinheit (Rechenschritt 1), die Anpassung des Einkommens- und Preisniveaus (Rechenschritt 2) und den Bezug auf die Belastungsreduktion (Rechenschritt 3). Sollte die Prüfung der Studien ergeben, dass sich diese nicht verwenden lassen, werden zumindest die methodischen Wege zur Monetarisierung aufgezeigt (Schritt C). Am Ende werden sekundäre Effekte (Co-Benefits), die in anderen funktional verwobenen Wirtschaftssektoren entstehen, qualitativ mit einbezogen (Schritt D).

Schritt A: Prüfen von Studien pro Nutzenkategorie und Belastung

Ausgehend von der Literatur, die im ersten Zwischenbericht (April 2011) zusammengestellt wurde, erfolgt eine Auswertung der Ergebnisse des EU-Forschungsprojektes „Thresholds“ (Thresholds, 2009) und eine weitere auf die Belastungen fokussierte Internet- und Datenbankenrecherche.

Die somit zusammengetragene Literatur (grau und peer-reviewed) wird pro Belastung und pro Nutzenkategorie auf ihre Verwendbarkeit hin überprüft. Sind monetäre Werte vorhanden und im Rahmen der hier entwickelten Methodik verwendbar, erfolgt die Übertragung der Werte auf die letztendlich benötigte Einheit, Währung und Jahr mit Hilfe der Rechenschritte 1-3 (weitere Erläuterungen siehe unten). Quellen für monetäre Werte umfassen dabei

a) Marktpreise oder direkt für die deutsche Nord- und Ostsee erhobene Zahlungsbereitschaftsanalysen und

b) (Zahlungsbereitschafts-)Studien für andere Gebiete, die auf deutsche Verhältnisse übertragen werden.

Sind monetäre Werte vorhanden, im Rahmen der hier entwickelten Methodik aber nicht verwendbar, werden die Studien in einem Extrakapitel (Anhang B) erfasst. So gibt es eine Reihe von Studien, die Zahlungsbereitschaften für ein ganzes Bündel von Ökosystemdienstleistungen umfassen (beispielsweise für die Ausweisung von Meeresschutzgebieten). Diese Studien können zu einem späteren Zeitpunkt dann als Plausibilitätsprüfung und Sensitivitätsanalyse herangezogen werden, um z.B. den Umfang des Embedding Effekts abzuschätzen.

Sind keine monetären Werte vorhanden, wird weiter mit Schritt C verfahren (s. unten).

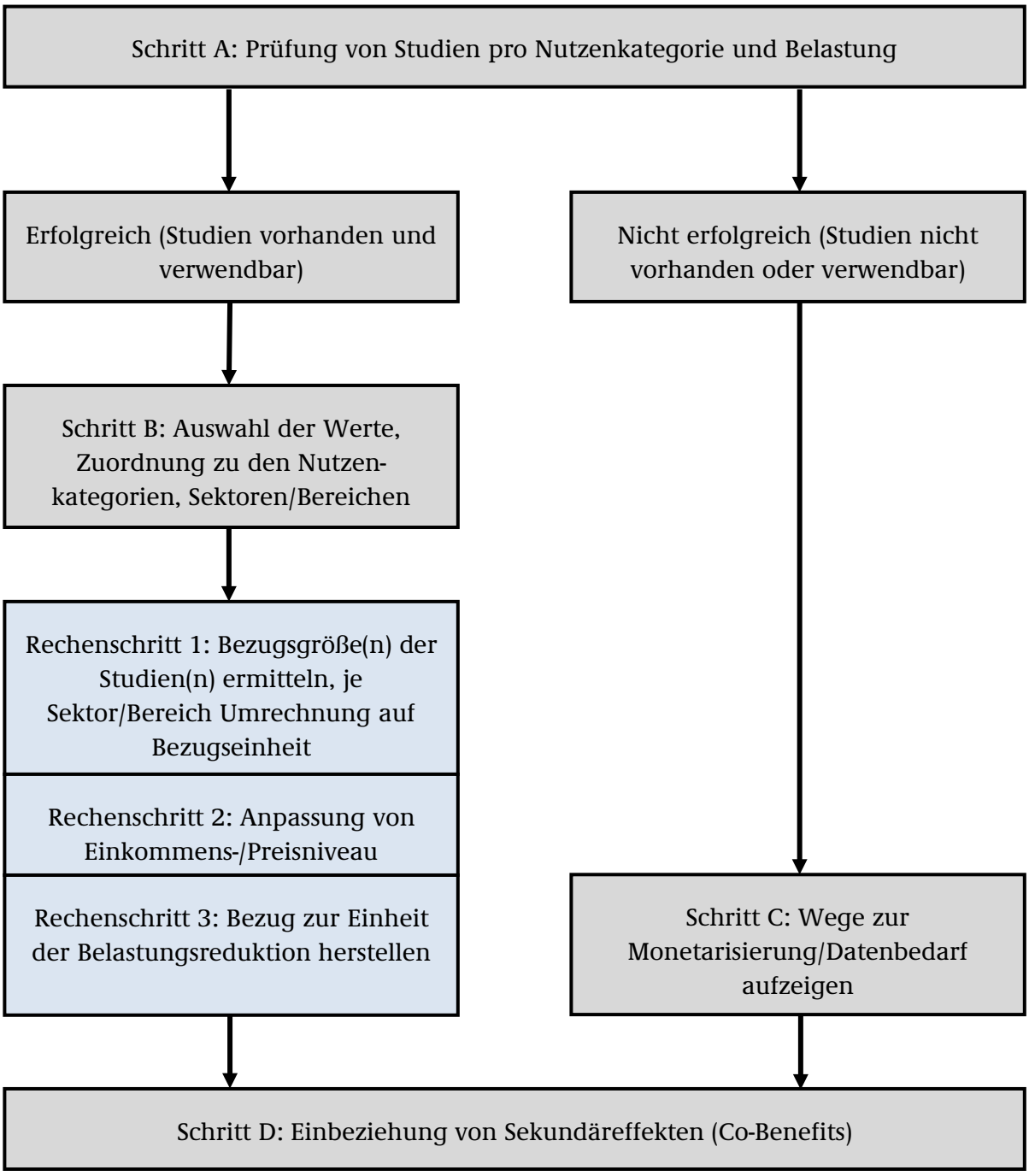


Abbildung 11: Vorgehensweise in Modul 3b zur Monetarisierung

Schritt B: Auswahl der Werte, Zuordnung zu den Nutzenkategorien, (Wirtschafts-) Sektoren und Bereichen

Sind monetäre Werte vorhanden und verwendbar, muss zum Teil als nächster Schritt eine Auswahl erfolgen. In einigen Bewertungsstudien werden verschiedene Modellergebnisse und/oder Mittel- sowie Medianwerte angegeben. Hier wird der Einschätzung der Autoren nach den repräsentativsten Ergebnissen gefolgt, ansonsten wird Medianwerten der Vorzug gegeben.

In Bewertungsstudien werden weiterhin zum Teil andere Nutzenkategorien verwendet oder nur bestimmte Aspekte betrachtet. Anhand der in der jeweiligen Studie angegebenen Informationen zu der Umfrage selbst, zu der befragten Bevölkerungsgruppe und mit Hilfe der von den Autoren vorgenommenen Einschätzung erfolgt eine Zuordnung der monetären Werte zu Nutzenkategorien und/oder (Wirtschafts-) Sektoren und Bereichen.

Beispiel:

In einer Studie werden Anwohner befragt, was sie bereit wären, für eine Verbesserung der lokalen Badewasserqualität zu zahlen. Die Ergebnisse werden hier der Nutzenkategorie „Erholung“ zugeordnet, da es sich ausschließlich um Anwohner handelt und diese das Wasser zum Baden nutzen.

Rechenschritt 1: Zuordnung der monetären Werte zu den (Wirtschafts-) Sektoren und Bereichen

Die aus den Studien ermittelten monetären Werte beziehen sich meistens auf eine Einheit, die sich aber innerhalb eines Sektors bzw. Bereiches unterscheiden kann. So können bspw. für den Sektor „Erholung“ Werte vorliegen bezogen auf einen Tagestouristen (x $€_{2010}$/Besucher*a), auf einen Strandbesuch (y $€_{2010}$/Strandbesuch) oder auf einen (betroffenen) Haushalt (z $€_{2010}$/Haushalt*a). Um eine leichtere Handhabbarkeit zu gewährleisten, wird für jeden (Wirtschafts-)Sektor eine Bezugseinheit definiert und die Werte ggf. umgerechnet:

Fischerei:	Fischereischiff, t Fisch
Sportangeln:	Sportangler
Aquakultur:	Aquakulturbetrieb
Tourismus:	Urlauber
Erholung:	Besucher
Schifffahrt:	Schiff, Hafen
Industrie:	Industrieanlage, Kraftwerk
Gesundheit:	Erkrankungsfall
Landwirtschaft:	Landwirtschaftlicher Betrieb
Gesellschaft:	Haushalt

Anwendungsbeispiel:

Die Zahlungsbereitschaft für einen sauberen Strand in Frankreich beträgt 4 $€_{2000}$ pro Strandbesuch für Touristen. Es wird angenommen, dass der durchschnittliche Übernachtungsgast einmal im Jahr an die See fährt und dabei 7 Tage bleibt. Weiterhin wird angenommen, dass er davon 5 Tage am Strand verbringt (bei einem Strandbesuch pro Tag). Daraus ergibt sich hochgerechnet eine Zahlungsbereitschaft von 20 $€_{2000}$ pro Besucher und Jahr.

Die für die Umrechnung benötigten Primärdaten und -quellen für die Nord- und Ostsee sind im folgenden Unterkapitel beschrieben.

Rechenschritt 2: Anpassung des Einkommens- und Preisniveaus

Die in Bewertungsstudien ermittelten monetären Werte (z.B. Zahlungsbereitschaft) basieren auf einem bestimmten Einkommensniveau zu diesem Zeitpunkt. Für die Umrechnung dieser Zahlungsbereitschaften auf einen zukünftigen Zeitpunkt müssen Veränderungen im verfügbaren Einkommen der Befragten berücksichtigt werden, da mit steigendem Einkommensniveau bzw. steigendem Pro-Kopf-BIP auch die Zahlungsbereitschaft zur Vermeidung bestimmter Umwelt- und Gesundheitsschäden pro Einheit Einkommenszuwachs steigt. Hierfür wird die Einkommenselastizität verwendet.

Die Formel für die Anpassung des Einkommensniveaus zur Berechnung des Wachstums der Zahlungsbereitschaft lautet (UBA, 2007, verändert):

$$W_X = W_S * (Y_A / Y_S)^e \qquad (2.1)$$

Wx – Wert im Jahr x

WS – in Primärstudie ermittelter Wert

YA – KKP-gewichtetes Pro-Kopf-Einkommen im Anwendungsfall

YS – KKP-gewichtetes Pro-Kopf-Einkommen in Primärstudie

e – Einkommenselastizität der Zahlungsbereitschaft

Um den Datenerhebungsaufwand zu reduzieren, wird oft näherungsweise das Pro-Kopf-BIP anstelle des Pro-Kopf-Einkommens herangezogen (Bickel und Friedrich, 2005). In IEA (2006) wurde bis 2030 für OECD Europa ein durchschnittliches jährliches BIP-Wachstum von 2% angenommen. In der Literatur finden sich Werte für Einkommenselastizitäten zwischen 0,7 und 1. Oft findet man daher die Empfehlung, den Wert von 1 für die Hauptanalyse anzuwenden und 0,7 für Sensitivitätsanalysen. Im Rahmen dieses Projekts wird analog (Preiss et al., 2008) auf einen mittleren Wert von 0,85 zurückgegriffen.

Anwendungsbeispiel:

Die Zahlungsbereitschaft für einen sauberen Strand in Frankreich beträgt 20 $€_{2000}$ pro Besucher und Jahr. Im Jahr 2010 würde sie dann pro Besucher und Jahr 23,67 $€_{2000}$ betragen (20*(1,02^10)^0,85).

Um Vergleiche zwischen verschiedenen Studien zu ermöglichen, sollte der somit aufdatierte Wert der Zahlungsbereitschaft zusätzlich noch an ein bestimmtes Preisniveau angepasst werden. In der Regel wird für diese Berechnungen das gegenwärtige Niveau der Preise, z.B. $€_{2010}$ gewählt. Diese Anpassung geschieht über die Berücksichtigung der Inflation zwischen den betrachteten Jahren. Eine Aufdatierung der monetären Werte, die aus den Literaturrecherchen ermittelt wurden, auf $€_{2010}$ erfolgt im Rahmen dieses Projekts mit Hilfe der Verbrauchsindices HVPI (Harmonisierter Verbraucherpreisindex, verfügbar für die EU (Eurostat 2010a)) und CPI (Consumer Price Indices, verfügbar für OECD-Staaten (OECD 2010)). Zusätzlich zur Berücksichtigung der Unterschiede in den Preisniveaus verschiedener Jahre müssen für länderübergreifende Umrechnungen der Zahlungsbereitschaft auch Unterschiede in der Kaufkraft der Währungen betrachtet werden. Dies geschieht über die Verwendung von Kaufkraftparitäten (KKP (Eurostat 2010b)).

Die Formel für die Anpassung des Preisindex lautet (nach Hunt, 2006):

$$W_A = W_x * (HVPI_A/HVPI_S) * (KKP_A/KKP_S) \qquad (2.2)$$

WA – Wert im Anwendungsfall

Wx – Wert im Jahr x

HVPIA - Harmonisierter Verbraucherpreisindex im Anwendungsfall

HVPIS - Harmonisierter Verbraucherpreisindex in Primärstudie

KKPA – Kaufkraftparität im Anwendungsfall

KKPS – Kaufkraftparität in Primärstudie

Anwendungsbeispiel:

Die Zahlungsbereitschaft im Jahr 2010 für einen sauberen Strand in Frankreich beträgt 23,67 $€_{2000}$ pro Besucher und Jahr. Übertragen auf Deutschland und ausgedrückt in $€_{2010}$ beträgt sie dann pro Besucher und Jahr 26,11 $€_{2010}$ (umgerechnet mit einem Faktor von 1,203 (HVPI) und 0,917 (KKP)).

Rechenschritt 3: Bezug zur Einheit der Belastungsreduktion

Nachdem die Originalwerte aus den Studien auf einheitliche Bezugseinheiten je Sektor sowie einheitliche Einkommens- und Preisniveaus gebracht wurden, wird im letzten Schritt ein Zusammenhang zum Nutzen von spezifischen Belastungsreduktionen hergestellt, um eine KNA zu ermöglichen. Um die komplexen Wechselbeziehungen zwischen Ausgangszustand, Belastungsreduktion und Auswirkung auf die Nutzenkategorien exakt darstellen zu können, wäre die Durchführung von Modellierungen notwendig, z. B. nach dem Wirkungspfadansatz (UBA, 2007). Dies ist im Projekt jedoch nicht vorgesehen.

Pro Belastung werden aus diesem Grund individuelle Methoden entwickelt, um als erste Abschätzung anhand des vorhandenen Datenmaterials die Nutzenänderungen bezogen auf angenommene Belastungsreduktionen quantifizieren zu können. Diese sind unter den jeweiligen Belastungen aufgeführt. Generell müssen dazu folgende Informationen vorhanden sein:

jetziger Zustand unter der jeweiligen Belastung (Menge an Abfall, Eintrag von Nährstoffen etc.)

und Wirkung auf den jeweiligen (Wirtschafts-)Sektor oder Bereich bzw. auf das Ökosystem (x% der Menge an Abfall mit Schadenswirkung für die Schifffahrt, Reduktion von y mg N/m^3 verbessert die Sichttiefe um z Meter).

Anwendungsbeispiel:

In einer Studie zur Eutrophierung werden Zahlungsbereitschaften von 6-19 EUR_{1999}/Besucher und einem Anstieg der Sichttiefe von einem Meter ermittelt. Eine 30%ige Reduktion der Stickstoffeinträge in der Ostsee führt zu einem Anstieg der Sichttiefe von einem Meter[61]. Ausgehend von einer Sichttiefe im Basisfall (z. B. 1 m) und

[61] Soutukorva (2005) gibt an, dass Ulf Larsson (Abteilung Systems Ecology, Universität Stockholm) einen Zusammenhang herstellt von Nährstoffkonzentration (N in mg/m^3) und Sichttiefe (S in Meter): LogS = 4.274 –

einer Sichttiefe im Reduktionsfall (z. B. 2 m), einer Konzentration im Basisfall (z. B. 300 mg N/m^3) und einer Konzentration im Reduktionsfall (z. B. -90 mg N/m^3) ergeben sich daraus 0,09-0,27 EUR_{2010}/Besuch und mg N/m^3 Reduktion.

Der Bezug zur Belastungsreduktion erfolgt demnach:

a) bei einfachem (oder vereinfachtem) bekanntem Zusammenhang zwischen Umwelteinwirkung und Belastung durch Verwendung des Zusammenhangs zur Angabe monetärer Werte pro Belastungsreduzierung;

b) bei komplexem Zusammenhang zwischen Umweltauswirkung und Belastung werden monetäre Werte pro Umweltauswirkung/Nutzen angegeben und Hinweise gegeben, ob und wie (zum Beispiel durch Verwendung komplexer Modelle) der Zusammenhang zwischen Belastungsreduzierung und Verbesserung der Umweltqualität ermittelt werden kann.

Schritt C: Weg zur Monetarisierung/Datenbedarf aufzeigen

Sind aus der Literatur für eine Belastung bzw. für einzelne Nutzenkategorien keine monetären Werte verfügbar, werden mögliches Vorgehen, Datenbedarf und mögliche Fragestellungen für eine Bewertungsstudie aufgezeigt. Für die Ökosystemdienstleistung „Biodiversität“ bzw. für Options- und Nichtgebrauchswerte werden für einige Belastungen alternative Indikatoren entwickelt, die mit Hilfe von Vermeidungs- oder Wiederherstellungskosten eine monetäre Bewertung ermöglichen.

Qualitative Daten werden, wenn möglich, in die Betrachtung mit einbezogen.

Schritt D: Einbeziehung von Sekundäreffekten (Co-Benefits)

Bei einigen Belastungen können neben den direkt betroffenen Wirtschaftssektoren auch weitere Wirtschaftssektoren indirekt durch eine Reduzierung der Belastung betroffen sein (sog. sekundäre Effekte). Diese sind zu den jeweiligen Belastungen in Kapitel 5 aufgeführt. Die hier entstehenden Nutzengewinne oder –verluste werden nicht quantifiziert, jedoch qualitativ in die Bewertung mit einbezogen.

Datenbedarf und –quellen für die Nord- und Ostsee

Im Folgenden wird dargelegt, welche statistischen Primärdaten pro (Wirtschafts-)Sektor und pro Belastung zur Verfügung stehen. Dabei wird zwischen amtlichen und nicht-amtlichen Informationsquellen unterschieden. Erstere stehen zuverlässig zur Verfügung und werden in regelmäßigen Abständen auf einen neueren Stand gebracht, allerdings bieten sie häufig nicht die benötigte Detailtiefe. Aus diesem Grund werden auch nicht-amtliche Informationsquellen genannt, die, wenn nötig, zusätzlich herangezogen werden können.

Fischerei:

Im Jahr 2009 waren in Deutschland insgesamt geschätzte 3.000 Arbeitskräfte in der See-fischerei und 4.100 Arbeitskräfte in der Küsten- und Binnenfischerei beschäftigt (Marggraf

---

1.4388 (logN). Die Regression gilt für den Sommer und für 200<N<750. Ein Anstieg der Sichttiefe von einem Meter entspricht dann einer Reduktion der Stickstoffkonzentration von ca. 30%.

et al., 2010, Fisch-Informationszentrum, 2010). Im Jahr 2010 waren für den Nordseeraum rund 530 Arbeitskräfte in den Wirtschaftszweigen Fischerei und Aquakultur beschäftigt, davon 435 Beschäftigte in der Fischerei. 3.231 waren zusätzlich in der Fischverarbeitung tätig. Im Ostseeraum waren im selben Jahr 520 Arbeitskräfte in den Wirtschaftszweigen Fischerei und Aquakultur tätig, davon 422 in der Fischerei (Marggraf et al., 2010). Für eine vollständige Betrachtung sollte die Nebenerwerbsfischerei (v.a. Stellnetzfischerei) mit einbezogen werden.

In Deutschland wurden im Jahr 2009 57,7 kt Fisch von deutschen Fischereischiffen angelandet, davon 14,9 kt Hering, 11,7 kt Krabben und Krebse und 6,4 kt Kabeljau/Dorsch (BMELV, 2010a). Insgesamt wurden in Deutschland im Jahr 2008 229 kt Fisch gefangen (Fänge der See- und Küstenfischerei, einschließlich Süßwasserfische sowie Weich- und Krebstiere) (BMELV, 2010b). Für eine vollständige Betrachtung sollten hier auch noch Beifang- und Rückwurfmengen ermittelt werden.

In Deutschland waren im Jahr 2010 1.680 Fischereischiffe registriert (Eurostat, 2011).

Datenquellen amtlich:

Destatis (Statistisches Bundesamt, www.destatis.de).

Eurostat (http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/eurostat/home).

BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, www.bmelv-statistik.de).

Datenquellen nicht-amtlich:

Fisch-Informationszentrum e.V. (www.fischinfo.de).

Sportangeln:

In Deutschland insgesamt wird die Anzahl der Angler auf 1,6 Millionen geschätzt (VDSF, 2003, http://www.vdsf.de/angeln/leipzig.html). Dies umfasst Angler an allen Gewässertypen, die Anzahl der Sportangler am Meer ist dementsprechend geringer (die genaue Höhe ist nicht bekannt).

Datenquellen nicht-amtlich:

Arlinghaus (2004).

Verband deutscher Sportfischer e.V. (http://www.vdsf.de/).

Deutscher Anglerverband e.V. (http://www.anglerverband.com/).

Aquakultur:

Im Jahr 2010 waren für den Nordseeraum rund 530 Arbeitskräfte in den Wirtschaftszweigen Fischerei und Aquakultur beschäftigt, davon 435 Beschäftigte in der Fischerei und 95 in der Aquakultur. Im Ostseeraum waren im selben Jahr 520 Arbeitskräfte in den Wirtschaftszweigen Fischerei und Aquakultur tätig, davon 422 in der

Fischerei und 98 in der Aquakultur[62] (Marggraf et al., 2010). Zum Teil handelt es sich bei Aquakulturanlagen allerdings um geschlossene Systeme. Dieser Aspekt sollte bei der Berechnung berücksichtigt werden.

Tourismus:

In der ökonomischen Anfangsbewertung im Rahmen der Umsetzung der MSRL (Marggraf et al., 2011) werden im Jahr 2009 Gästeübernachtungen veranschlagt von 41,2 Mio. für den Nordseeraum und 58,1 Mio. für den Ostseeraum. Diese Zahlen umfassen sowohl Beherbergungsbetriebe als auch Campingplätze und private Übernachtungsmöglichkeiten.

Datenquellen amtlich:

Destatis (Statistisches Bundesamt, www.destatis.de).

Datenquellen nicht-amtlich:

Tourismusbarometer der Sparkassenverbände (www.s-tourismusbarometer.de).

Erholung:

Im Jahr 2006 (Brandt und Wollesen, 2009) zählte man 32,6 Mio. Tagesausflüge an der niedersächsischen Nordseeküste und 15 Mio. Tagesausflüge an der schleswig-holsteinischen Nordseeküste (hiervon dienten 83,2% der Erholung und 16,6% wurden aus dienstlichen Gründen unternommen). An der Ostseeküste Mecklenburg-Vorpommerns wurden im Jahr 2006 ca. 47 Mio. Tagesausflüge und Tagesgeschäftsreisen gezählt (Ministerium für Wirtschaft, Arbeit und Tourismus Mecklenburg-Vorpommern, 2010). An der Ostseeküste Schleswig-Holsteins wurden im Jahr 2006 51 Mio. Tagesausflüge gezählt, davon ca. 12% Tagesgeschäftsreisen (DWIF 2008).

Datenquellen amtlich:

Destatis (Statistisches Bundesamt, www.destatis.de).

Datenquellen nicht-amtlich:

Tourismusbarometer der Sparkassenverbände (www.s-tourismusbarometer.de).

Schifffahrt:

Bestand an deutschen Seehandelsschiffen ab Bruttoraumzahl 100 im Jahr 2010: 571 (Destatis, unterschieden in Fahrgast-, Trockenfracht- und Tankschiffe).

Bestand an deutschen Binnenschiffen im Jahr 2010: 4.672 (Destatis, unterschieden in Fahrgast- und Güterschiffe).

Die Schifffahrtsrouten der Nordsee sind intensiv befahren. Schiffsverkehr findet flächendeckend statt; in der Deutschen Bucht wurden 2005 über 68.000 Schiffsbewegungen (von Schiffen mit >50 m Länge) gemessen. Hier findet der

[62] Eigene Berechnung; aus Gründen des Datenschutzes sind für den Sektor Aquakultur keine direkten Beschäftigtenzahlen verfügbar.

Schiffsverkehr überwiegend in Ost-West Richtung statt, parallel zum deutschen (und niederländischen) Küstenmeer (BSH, 2009a).

Schiffsverkehr findet ebenfalls flächendeckend in der gesamten Ostsee statt. Mehr als 50.000 Schiffe fahren jährlich durch den Skagerrak in die Ostsee, es wird geschätzt, dass sich zu jedem Zeitpunkt 1.800 bis 2.000 Schiffe in der Ostsee befinden. Der Schiffsverkehr findet überwiegend in Ost-West Richtung (und umgekehrt) statt, parallel zur Küste (BSH, 2009b).

Datenquellen amtlich:

Destatis (Statistisches Bundesamt, www.destatis.de) .

BSH (Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, www.bsh.de).

WSD Nordwest (Wasser- und Schifffahrtsdirektion Nordwest, http://www.wsd-nordwest.wsv.de/).

Datenquellen nicht-amtlich:

Lloyd‘s bzw. ENTEC, (2002). Quantification of emissions from ships associated with ship movements between ports in the European Community. Report to the European Commission. (Auswertung von Lloyds-Daten aus dem Jahr 2000).

Industrie:

Mit Ausnahme von Offshore-Windenergieanlagen liegen keine getrennten Statistiken für die Nord- und Ostsee vor.

Datenquellen amtlich:

E-PRTR (European Pollutant Release and Transfer Register, http://prtr.ec.europa.eu/): Standorte, Kapazitäten und Schadstoffausstoß von Industrieanlangen und Kraftwerken.

BSH (Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, www.bsh.de).

Gesundheit:

Es liegen keine getrennten Statistiken für die Nord- und Ostsee vor.

Datenquellen amtlich:

WHO (World Health Organization):

Guidelines for safe recreational waters. Volume 1 - Coastal and fresh waters, http://www.who.int/water_sanitation_health/bathing/srwe1/en/index.html).

Global Burden of Disease 2004 Update: Disability Weights for Disease and Conditions. http://www.who.int/healthinfo/global_burden_disease/en/.

Landwirtschaft:

Es liegen keine getrennten Statistiken für die Nord- und Ostsee vor.

Datenquellen amtlich:

BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, www.bmelv-statistik.de).

HELCOM, OSPAR

Gesellschaft:

Es liegen keine getrennten Statistiken für die Nord- und Ostsee vor.

Datenquellen amtlich:

Destatis (Statistisches Bundesamt, www.destatis.de).

Eutrophierung:

BSH (2009). System Nordsee. Zustand 2005 im Kontext langzeitlicher Entwicklungen. Berichte des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie, Nr. 44/2009.

Abfall:

Im Durchschnitt weisen Strände in der OSPAR-Region (u.a. Nordsee) eine durchschnittliche Anzahl von 712 Abfallteilen pro 100 Meter Küstenlinie auf (UBA, 2010). Die maximale Anzahl an gefundenen Partikeln an Ostseeströnden betrug 700-1200 pro 100 m Küstenlinie (HELCOM 2007), wobei die Müllmengen aber allgemein stark zwischen zwei und 328 Kilogramm pro 500 m Küstenabschnitt variieren (Naturewatch Baltic Network). Schleppnetzuntersuchungen in Gewässern der westlichen Ostsee ergaben Partikeldichten von im Mittel 1.26±0.82 pro Hektar, was einem ähnlich starken Verschmutzungsgrad wie in der Nordsee entspricht (Galgani et al. 2000).

Datenquellen amtlich:

Marine Beach Litter Monitoring Programme der OSPAR (Nordsee).

HELCOM: Assessment of the Marine Litter problem in the Baltic region and priorities for response (http://www.helcom.fi/publications/other_publications/en_GB/Outcome_Marine_Litter_Project/)

Fleet (2007) und (2003).

Datenquellen nicht-amtlich:

Hall (2000).

Naturewatch Baltic Network des WWF (Ostsee).

Galgani F., Leaute J.P., Moguedet P., Souplets A.,Verin Y., Carpentier A., Goraguer H., Latrouite D., Andral B., Cadiou Y., Mahe J.C. and Poulard J.C. 2000. Litter on the sea floor along European coasts. Marine Pollution Bulletin 40 (6): 516-527.

Ausblick Vorgehensweise zu Modul 4

Die Anwendung des Bewertungssystems, exemplarisch durchgeführt in den Fallstudien zu Modul 4, kann folgendermaßen ablaufen:

Anwender wählt Maßnahme/Maßnahmenbündel aus (z. B. Ausbau von Kläranlagen zur Emissionsreduktion von Nährstoffen).

Anwender bestimmt anhand des Mengengerüstes (Modul 3a) die qualitativen Auswirkungen der Maßnahmen (in Anlehnung an Annex III: z. B. Verringerung der Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material) und die Verknüpfung zu Ökosystemdienstleistungen und Nutzenkategorien.

Anwender schätzt die quantitativen Auswirkungen der Maßnahmen (z.B. „Reduktion um X Tonnen“) auf Nutzenkategorien.

Anwender bestimmt den ökonomischen Nutzen der Maßnahmen anhand der Ergebnisse des Moduls 3b.

Umgang mit Unsicherheiten

Ein Benefit Transfer (wie auch die gesamte KNA) ist methodisch bedingt immer mit Unsicherheiten verbunden (s. a. Kapitel 2.1.6). Zwei Aspekte, die für den vorliegenden Bericht besonders relevant sind, sind der Embedding Effekt und Doppelzählungen.

Umgang mit dem Embedding Effekt

Der Embedding Effekt beschreibt den Umstand, dass befragte Personen unterschiedlich hohe Zahlungsbereitschaften für ein und dasselbe (Umwelt-)gut haben. Wird das Gut einzeln abgefragt, geben die Befragten z. T. höhere Werte an, als sie in Summe für eine Gruppe von Gütern bereit wären zu zahlen, da sie sie ihre Zahlungsbereitschaft implizit schon auf eine größere Gruppe beziehen[63]. Für die hier vorgeschlagene Methodik bedeutet das, dass Werte, die in einzelnen Zahlungsbereitschaftsstudien für unterschiedliche Nutzenkategorien ermittelt wurden, in Summe möglicherweise nicht den Wert widerspiegeln, den Personen bereit wären für den gesamten Nutzen zu zahlen.

Beispiel:

Die Zahlungsbereitschaft für die Erhaltung einer bestimmten Meeressäugerart kann fast genauso hoch sein wie die Zahlungsbereitschaft für die Erhaltung des gesamten Ökosystems. Die Addition der Einzelnutzen würde dann zu einer Überschätzung des Gesamtnutzens führen.

Aus diesem Grund werden Studien zu Zahlungsbereitschaften für Bündel von Ökosystemdienstleistungen (hier auch „sonstige Studien“ genannt, s. Kapitel 2.2.2), die in der hier vorgeschlagenen Methodik nicht angewendet werden können, zu einem Vergleich herangezogen. Dieser Vergleich kann als Plausibilitätsprüfung und Sensitivitätsanalyse dienen und wird dann bei den jeweiligen Belastungen separat durchgeführt.

Umgang mit Doppelzählungen

Bei der Addition der Einzelnutzen zum Gesamtnutzen je Belastungsreduktion sowie bei der Addition der Nutzen verschiedener Belastungsreduktionen sollte darauf geachtet werden, Doppelzählungen zu vermeiden. Diese können sich ergeben aus Überschneidungen von Nutzenkategorien (wenn der abgefragte Wert mehrere Kategorien umfasst) oder bei der Verwendung von Wiederherstellungs- oder Beseitigungskosten.

Beispiele:

Ein Beispiel für mögliche Doppelzählungen ist die Primärproduktion von Biomasse, z.B. Algen. Diese stellt eine intermediäre Ökosystemdienstleistung dar, die grundlegend ist für die finale Ökosystemdienstleistung, d.h. die Bereitstellung von Fisch. Bei der

[63] Ausführlicher dargestellt in Meyerhoff und Sturm (2003).

Nutzenbewertung darf nur der Nutzen durch den Verkauf und Konsum des Fischs berücksichtigt werden. Würde man zusätzlich die Primärproduktion direkt bewerten, würde dies zu Doppelzählungen und damit zu einer Überbewertung der Nutzen führen (Boyd and Banzhaf, 2007; Fisher et al., 2009).

Auch beim Beispiel Abfälle ist es wichtig, bei der Bewertung von Nutzen einer Belastungsreduzierung Doppelzählungen zu vermeiden. Eine geringere Menge an Abfall kann zu höheren Tourismuseinnahmen führen und gleichzeitig Ausgaben zur Abfallsammlung einsparen. Diese dürfen allerdings nicht unbedingt addiert werden. Entscheidend ist die Veränderung des Nettonutzens vor und nach der Belastungsreduzierung.

Sollten Doppelzählungen auftreten können, wird bei der jeweiligen Belastung separat darauf hingewiesen.

Zusammenfassung der Vorgehensweisen von Modul 3a und 3b

Die folgende Tabelle (Tabelle 8) stellt die Vorgehensweise beider zusammenfassend Teilmodule dar.

Tabelle 8: Vorgehensweise zum Aufbau eines Mengengerüstes: Zusammenstellung relevanter Komponenten und Vorschläge zur Monetarisierung.

Schritt	Beschreibung
1	Zusammenstellung der meeresökologischen Wirkungszusammenhänge und exemplarische Beschreibung von Auswirkungen auf die Ökosystemdienstleistungen
2	Identifizierung der betroffenen Nutzenkomponenten und Sektoren bzw. Bereiche
3	Literaturauswertung zu monetären Werten für die jeweiligen Belastungen und Nutzenkomponenten, Kurzbeschreibung der Studien
4	Umrechnung der monetären Werte auf eine Bezugseinheit
5	Anpassung der monetären Werte auf ein Einkommens- und Preisniveau (EUR_{2010})
6	Bezug zur Einheit der Belastung herstellen
7	Beschreibung von sekundären Effekten

IV.3 Nutzen der Belastungsreduzierungen

IV.3.1 Abgrenzung relevanter Belastungen

Tabelle 9 gibt eine Übersicht über die Liste der Belastungen, wie sie in Anhang III, Tabelle 2 der MSRL aufgeführt ist. Diese Liste bildet den Ausgangspunkt für die Analyse der Nutzen von Belastungsreduzierungen. In der letzten Spalte der Tabelle wird angegeben, in welchem Kapitel dieses Berichts die jeweilige Belastung wieder aufgegriffen wird.

Tabelle 9: Übersicht über die Belastungen

Belastung	Konkretisierung der Auswirkungen	Kapitel im Bericht
Physischer Verlust	– vollständiges Bedecken (z. B. durch vom Menschen geschaffene Strukturen, Ablagerung von Baggergut); – Versiegelung (z. B. durch dauerhafte Bauwerke).	3.2
Physische Schädigung	– Veränderung der Verschlickung (z. B. durch Mündungen von Rohrleitungen, verstärkten Abfluss, Baggerarbeiten/Ablagerungen von Baggergut);	3.3
	– Abschürfung (z. B. Auswirkungen auf den Meeresgrund durch kommerzielle Fischerei, durch Boote und Ankern);	3.4
	– selektive Entnahme (z. B. durch Erforschung und Ausbeutung lebender und nichtlebender Ressourcen des Meeresgrundes und des Untergrundes).	3.5
Sonstige physikalische Störungen	– Unterwasserlärm (z. B. durch Seefahrzeuge, akustische Unterwassergeräte);	3.6
	– Abfälle im Meer.	3.7
Interferenzen mit hydrologischen Prozessen	– signifikante Veränderungen des Temperaturprofils (z. B. durch Einleitungen von Kraftwerken);	3.8
	– signifikante Veränderungen des Salinitätsprofils (z. B. durch Bauten, die Wasserbewegungen behindern, Wasserentnahme).	3.9
Kontamination durch gefährliche Stoffe	– Eintrag synthetischer Verbindungen (z. B. prioritäre Stoffe im Sinne der Richtlinie 2000/60/EG, die für die Meeresumwelt relevant sind, wie Pestizide, Bewuchshemmer, Arzneimittel, z. B. durch Verluste aus diffusen Quellen, Verschmutzung durch Schiffe, atmosphärische Deposition sowie biologisch aktive Stoffe); – Eintrag nicht-synthetischer Stoffe und Verbindungen (z. B. Schwermetalle, Kohlenwasserstoffe, z. B. durch Verschmutzungen durch Schiffe sowie die Erforschung und Ausbeutung von Öl-, Gas- und Erzvorkommen, atmosphärische Deposition, Einträge aus Flüssen); – Eintrag von Radionukliden.	3.10
Systematische und/oder absichtliche Freisetzung von Stoffen	– Eintrag anderer fester, flüssiger oder gasförmiger Stoffe in Meeresgewässer infolge systematischer und/oder absichtlicher Freisetzung in die Meeresumwelt, die nach anderen Vorschriften des Gemeinschaftsrechts und/oder	3.11

	internationalen Übereinkommen zulässig ist.	
Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material	- Einträge von Düngemitteln und anderen stickstoff- und phosphorhaltigen Stoffen (z. B. aus Punktquellen oder diffusen Quellen einschließlich Landwirtschaft, Aquakultur, atmosphärische Deposition); - Eintrag organischen Materials (z. B. aus Abwasserkanälen, Aquakultur im Meer, Einträge aus Flüssen).	3.12
Biologische Störungen	- Eintrag mikrobieller Pathogene;	3.13
	- Vorkommen nicht einheimischer Arten und Umsiedlungen;	3.14
	- selektive Entnahme von Arten, einschließlich anfallender Beifänge (z. B. durch kommerzielle Fischerei und Sportfischerei).	3.15

Die Belastungen und Auswirkungen sind der Tabelle 2 aus Anhang III der MSRL entnommen.

Abgrenzung der Belastungen 3.10 und 3.11

Unter Gliederungspunkt 3.10 wird der ungeplante/unbeabsichtigte und/oder rechtswidrige Eintrag gefährlicher Stoffe und Verbindungen in die Meeresumwelt behandelt. Unter Gliederungspunkt 3.11 fällt dagegen der „Eintrag anderer fester, flüssiger oder gasförmiger Stoffe in Meeresgewässer infolge systematischer und/oder absichtlicher Freisetzung in die Meeresumwelt, die nach anderen Vorschriften des Gemeinschaftsrechts und/oder internationalen Übereinkommen zulässig ist“ (MSRL Anhang III, Tabelle 2). In Abgrenzung zu Gliederungspunkt 3.10 lässt sich das so interpretieren, dass sich die MSRL in Bezug auf den „Eintrag anderer fester, flüssiger oder gasförmiger Stoffe in Meeresgewässer infolge systematischer und/oder absichtlicher Freisetzung in die Meeresumwelt, die nach anderen Vorschriften des Gemeinschaftsrechts und/oder internationalen Übereinkommen zulässig ist“ nicht auf Einträge von gefährlichen Stoffen (nach Gliederungspunkt 3.10) bezieht, da diese Belastungen bereits in dem vorherigen Punkt enthalten sind, sondern nur auf darüber hinaus gehende Stoffe.

EUKOM (2011) hingegen interpretiert diesen Punkt dahingehend, dass als systematische und/oder absichtliche Freisetzung von Stoffen die erlaubte/genehmigte Freisetzung aller potentiell schädlicher fester, flüssiger oder gasförmiger Stoffe in die Meeresumwelt betrachtet wird (EUKOM, 2011). Darunter wäre dann z.B. auch die erlaubte und/oder systematische Freisetzung von Öl, Bohrschlämmen und Prozesswasser im Rahmen von Ölexploration und –abbau sowie die Freisetzung von Dispersionsmitteln nach Ölunfällen zu verstehen. Nur ungeplante bzw. unbeabsichtigte (z.B. nach Unfällen) und/oder rechtswidrige Ölverschmutzungen würden entsprechend Gliederungspunkt 3.10 zugeordnet.

Beide Interpretationen würden hingegen das gezielte Einbringen von klimaschädlichen Rückständen aus der Verbrennung von Kohlenwasserstoffen (CO_2) der absichtlichen und/oder systematischen Freisetzung von Stoffen (d.h. Gliederungspunkt 3.11) zuordnen. Wir folgen in diesem Bericht der Interpretation der EUKOM (2011) und beschreiben hier exemplarisch die Effekte einer Verringerung der systematischen und/oder absichtlichen Freisetzung verschiedener Stoffe. Die Monetarisierung in Kapitel 3.11 bezieht sich nur auf

Stoffe, die noch nicht in Kapitel 3.10 behandelt wurden, um Wiederholungen (Doppelzählungen) zu vermeiden.

Zusammenfassung von Belastungen

Während der Analyse der Wirkungszusammenhänge und Nutzen einer Reduzierung von Belastungen hat sich herausgestellt, dass einige Belastungen (auf dem hier behandelten Komplexitätsniveau der Zusammenhänge) sehr ähnliche bis identische Auswirkungen auf die Meeresumwelt haben. Um unnötige Wiederholungen zu vermeiden, werden diese daher im folgenden Abschnitt gemeinsam dargestellt. Dies umfasst die Belastungen „vollständiges Bedecken“ und „Versiegelung“. Beide werden gemeinsam im Abschnitt 3.2 unter der Überschrift „physischer Verlust“ behandelt. Ebenso werden die Belastungen „synthetische Verbindungen“, „nicht-synth. Stoffe und Verbindungen“ und „Radionuklide“ gemeinsam im Abschnitt 3.10 betrachtet („Kontamination durch gefährliche Stoffe“). Dasselbe gilt für die Belastungen „Einträge von Düngemitteln und anderen stickstoff- und phosphorhaltigen Stoffen“ und „Eintrag organischen Materials“, die gemeinsam im Abschnitt 3.12 unter der Überschrift „Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material“ behandelt werden.

IV.3.2 Physischer Verlust - vollständiges Bedecken und Versiegelung

Meeresökologische Wirkungszusammenhänge

Als physischer Verlust werden die Überbauung oder Versiegelung des Meeresgrunds durch Bauwerke oder Konstruktionen (z.B. auch durch Pipelines und Fundamente von Windkraftanlagen) sowie das Verschütten des ursprünglichen Substrats z.B. durch Abraum/Baggergut betrachtet (EUKOM 2011), die eine teilweise oder vollständige Zerstörung/Bedeckung von Habitaten zur Folge haben.

Eine Reduzierung des physischen Verlusts weiteren Meeresgrunds hat den direkten Effekt, dass die Verlustrate insbesondere kleinräumiger Habitate (Kies- und Schillgründe, biogene Riffe wie z.B. (Mies-) Muschelbänke, *Sabellaria*riffe) abnimmt. Dadurch verringert sich das Potenzial von Veränderungen der lokalen benthischen und demersalen (bodennahen) Lebensgemeinschaften. In der Folge verringert sich das Potenzial von lokalen Veränderungen der Diversität, von Nahrungsnetzen, von Energieflüssen und Materialzyklen am Ort des Eingriffs und durch Veränderung der Stoffflüsse und Strömungsverhältnisse auch in der Nachbarschaft des Eingriffs (Orejas et al., 2005; ICES, 2007; Sutton und Boyd, 2009; Rice et al., 2010).

Relevanz der Belastung[64]:	*Nordsee*: mittel
	Ostsee: mittel
Wirkungszeit:	*Nord- und Ostsee*: mittelfristig (1-3 Jahre)

[64] Die folgende Darstellung basiert auf eigenen Einschätzungen (GEOMAR). Auf den hier erarbeiteten methodischen Grundlagen basierende KNA sollten die Bewertungen der ökol. Anfangsbewertung als Referenz für Einschätzungen der Relevanz sowie der Wirkungszeit und des Wirkungsraums heranziehen.

Wirkungsraum:	Kleinräumig/lokal
Evidenz/Konfidenz der beschriebenen Erkenntnisse:	Hoch
Wechselwirkungen (Wirkungen auf andere Belastungen):	*Verschlickung*: Durch Sediment-/Trübungsfahnen bei Bauarbeiten oder Strömungsänderungen durch Bauwerke oder (Offshore-)Konstruktionen *Abschürfung*: Durch Kabelanbindung von Offshoreanlagen *Unterwasserlärm*: Bei Untersuchung des Baugrunds, Bau, Betrieb und Rückbau von Bauwerken und (Offshore-) Konstruktionen *Kontamination durch gefährliche Stoffe*: Bei Bau und Betrieb von Bauwerken und Konstruktionen, durch die erhöhte Gefahr von Schiffskollisionen *Selektive Entnahme*: Durch mögliche Wirkung von Konstruktionen als Aufzuchts-/Rückzugsraum für Fische

Nutzen der Belastungsreduzierung (Mengengerüst)

Durch einen geringeren physischen Verlust ergeben sich potentiell höhere direkte Gebrauchswerte, da sich Bestände von Fischen und anderen Meerestieren durch größere Habitatflächen erhöhen können (Fischerei, Sportangeln). Allerdings ist es auch möglich, dass sich auf künstlich geschaffenen Strukturen z.B. Muscheln ansiedeln. Eine Reduzierung solcher künstlicher Hartsubstratflächen könnte in der Folge zu einer Reduzierung von Muschelbeständen etc. führen, was sich negativ auf den direkten konsumtiven Gebrauchswert auswirken würde.

Erhöhen sich (Netto-)Ressourcenbestände, so könnte sich dies potentiell auch positiv auf die direkten Gebrauchswerte im Bereich Tourismus und Erholung auswirken. Effekte auf Tourismus und Erholung werden darüber hinaus davon abhängen, ob die geschaffenen Strukturen, die den physischen Verlust verursachen, von der Wasseroberfläche bzw. von der Küste aus zu sehen sind. Handelt es sich dabei z.B. um Windparks, so können die Effekte auf den Gebrauchswert durch Tourismus und Erholung unterschiedlich sein. Während z.B. manche Menschen den Anblick von Windrädern als störend empfinden, interessieren sich andere möglicherweise für die Technik und würden gerade aus diesem Grund Regionen bereisen, in denen es Offshore-Windparks gibt.

Darüber hinaus können sich positive Auswirkungen auf den Optionswert und die Nicht-Gebrauchswerte ergeben. Ein geringerer physischer Verlust des Meeresbodens verbessert die Möglichkeit einer zukünftigen Nutzung des Ökosystems Meer durch eine geringere Beeinträchtigung der Artenzusammensetzung und Nahrungsnetze. Nicht-Gebrauchswerte (Existenzwerte, Vererbungswerte und altruistische Werte) werden durch das Wissen um die (fortdauernde) Existenz einzelner Arten und eines nicht oder möglichst wenig gestörten Ökosystems positiv beeinflusst.

Tabelle 10: Nutzen einer Reduzierung des physischen Verlustes

	Gebrauchswerte				Nicht-Gebrauchswerte		
Komponenten des TEV	Direkter Gebrauchswert (konsumtiv)	Direkter Gebrauchswert (nicht konsumtiv)	Indirekter Gebrauchswert	Optionswert	Existenzwert	Altruistischer Wert	Vererbungswert
Sektor	Fischerei Sportangeln	(Tourismus) (Erholung)	-	Fischerei Sportangeln Gesellschaft (Tourismus) (Erholung)	Gesellschaft		

Negative Nutzenänderungen können in folgenden Sektoren auftreten:[65]

Meerestechnik (Offshore-Windenergie, Offshore-Förderung von Öl und Gas, marine Rohstoffgewinnung, Unterwasserkabel und -leitungen)

Wirkungspfade

An der Oberfläche des Meeres nicht sichtbares Bedecken/Versiegeln/Ausschürfen des Meeresgrunds → Habitatverluste[66], z.T. Schaffung neuer Habitate[67] → Veränderung der lokalen Biodiversität → Veränderung des Nutzens für

- Fischerei und Sportangeln,
- Gesellschaft,
- Tourismus und Erholung.

Sichtbare Überbauung des Meeresgrundes (Windkraftanlagen) → Visuelle Beeinträchtigung, möglicherweise z.T. visueller Gewinn → evtl. Veränderung des Nutzens für Tourismus, Erholung

Die Einordnung der Relevanz der einzelnen Wirkungspfade erfolgt im Bezugsrahmen der MSRL: ist die Schädigung lokal und von geringem oder mittlerem Ausmaß, ist sie für die (inter-)nationale Betrachtung, die in der MSRL verfolgt wird, nicht relevant. Das heißt nicht, dass es nicht lokal begrenzt sehr große Schädigungen geben kann, jedoch sind die Endpunkte dieser Wirkungspfade dann nicht prioritär zu betrachten.

Wirkungspfad 1b (Bedecken des Meeresbodens → Habitat-, Biodiversitätsverluste → Nutzenänderung für die Gesellschaft) wird als **relevant** erachtet.

---

[65] Die folgende Auflistung basiert auf Marggraf et al., 2011. Dort werden Auswirkungen der Meeresnutzung beschrieben.

[66] Kies- und Schillgründe, biogene Riffe (z.B. (Mies-)Muschelbänke, Sabellariariffe

[67] Muscheln auf Hartsubstrat

Da es sich um eine kleinräumig bis lokale Belastung mit lokalen Schäden handelt, werden die Wirkungspfade 1a und 1c als **nicht relevant** erachtet. Fischer und Sportangler werden einen vernachlässigbaren Nutzenverlust erleiden, da sie auf andere Fischgründe ausweichen können. Touristen und Besucher werden aller Voraussicht nach nur einen Nutzenverlust erleiden, wenn es sich um eine sichtbare Bedeckung handelt (s. Wirkungspfad 2).

Wirkungspfad 2 wird als **relevant** erachtet. Zwar sind Windenergieanlagen momentan noch in zu großer Entfernung von den deutschen Küsten aufgestellt, um eine visuelle Beeinträchtigung oder einen visuellen Gewinn darstellen zu können, dies kann sich aber in Zukunft ändern. Weiterhin können sie einen Effekt auf Touristen oder Besucher haben, die einen Bootsausflug unternehmen.

Möglichkeiten der Monetarisierung

Wie in Kapitel 2.2.2.1 beschrieben, lassen sich die vorgeschlagenen Quellen für monetäre Werte in vier verschiedene Kategorien einteilen:

a) Marktpreise oder Zahlungsbereitschaftsstudien für die deutsche Nord- und Ostsee,

b) Studien für andere Gebiete, die über benefit transfer auf deutsche Verhältnisse übertragen werden,

c) Vermeidungs- oder Wiederherstellungskosten oder

d) qualitative Beschreibung.

Zu dieser Belastung liegen bisher nur Bewertungsstudien für die visuelle Beeinträchtigung der Bevölkerung durch Windkraftanlagen vor (Wirkungspfad 2). Hierfür kann Kategorie b) verfolgt werden. Für an der Oberfläche nicht sichtbare Bedeckungen oder Versiegelungen des Meeresgrundes (Wirkungspfade 1a-c) liegen bisher keine Bewertungsstudien vor. Aus diesem Grund wird hierfür Kategorie c) verfolgt, um für Options- und Nichtgebrauchswerte einen Zusammenhang zur Belastungsreduktion bzw. zur Umwelteinwirkung herstellen zu können.

Indikatoren zur monetären Bewertung des Biodiversitätsverlustes

Bisher existieren keine Methoden zur ökologischen Bewertung für einen Biodiversitätsverlust am Meeresboden und ökonomische Bewertungsstudien wurden nicht durchgeführt.

Als ökologischer Indikator wird aus diesem Grund als erste Näherung die Methodik der „Potentially Disappeared Fraction (of species) (PDF)“ verwendet (Köllner, 2001), die bisher für Biodiversitätsveränderungen an Land eingesetzt wird. In dieser Methodik werden verschiedene terrestrische Landschaftsnutzungstypen betrachtet, die jeweils gewisse „Zielarten“ aufweisen. Eine Veränderung der Landnutzung (bspw. durch Versiegelung) führt zur Veränderung der Artenzahl. Der Vergleich der fehlenden Arten mit den Zielarten wird als Indikator für ökosystemare Schäden herangezogen (Gleichung 1). Das Auftauchen neuer Arten wird in diesem Konzept nicht berücksichtigt.

$$PDF = 1 - S_{use}/S_{reference} \qquad (3.1)$$

S_{use}: Artenanzahl eines genutzten Landnutzungstyps pro 1 m^2

$S_{reference}$: Artenanzahl des Landnutzungsreferenztyps pro 1 m^2

Zur monetären Bewertung dieses Indikators wird auf Wiederherstellungskosten aus deutschen Studien zurückgegriffen (Ott et al., 2006)[68]; Wiederherstellungskosten umfassen dabei auch Entsiegelungskosten.

Eine ausführliche Diskussion der Methodik der PDF und ihrer monetären Bewertung findet sich in Reumann-Schwichtenberg et al. (2011). Als erster Ansatz wird auf den dort vorgeschlagenen mittleren Wert[69] von Landnutzungsänderungen für Deutschland von 0,47 EUR_{2000}/PDF/m^2 zurückgegriffen.

Options- und Nichtgebrauchswerte (Wirkungspfad 1b)

Eine Versiegelung bzw. vollständige Bedeckung führt zu einer 100%igen Schädigung des lokalen Meeresbodens und des dortigen Ökosystems, d.h. 100% der Arten verschwinden (PDF = 1). Aus dem oben genannten Durchschnittswert ergeben sich damit 0,47 EUR_{2000} (0,55 EUR_{2010})/m^2. Dieser Biodiversitätsverlust führt wiederum zu einem verringerten Nutzen für die Gesellschaft (in Form von Nichtgebrauchs- und Optionswerten). Da keine sonstigen Bewertungsstudien (Zahlungsbereitschaftsanalysen o.ä.) vorliegen, wird in erster Näherung der monetäre PDF-Wert zur Bewertung von Nichtgebrauchs- und Optionswerten herangezogen.

Direkte Gebrauchswerte: Erholung, Tourismus (Wirkungspfad 2)

Ladenburg und Dubgaard (2007) untersuchten die Einstellung der dänischen Bevölkerung zur Veränderung des Landschaftsbildes durch zukünftige Off-Shore Windkraftanlagen. Das zugrundeliegende Szenario sah im Jahr 2030 einen Anteil der Windkraft an dänischen Stromverbrauch von 35% vor, was einem Ausbau der Leistung von 3.600 MW bzw. 720 Offshore-Turbinen entspricht. Ausgehend von einer jetzigen Entfernung der Offshore-Anlagen von 8 km zur Küste wurde die Zahlungsbereitschaft für wachsende Entfernungen zum Land ermittelt. Sie betrugen 47, 98 und 125 EUR_{2004} pro Haushalt und Jahr[70] und 4, 10 und 42 km höherer Entfernung von der Küste.

Rechenschritt 2: Daraus errechnen sich 65, 135 und 172 EUR_{2010} pro Haushalt und Jahr und 4, 10 und 42 km höherer Entfernung von der Küste.

Rechenschritt 3 (Bezug zu einer angenommenen Belastungsreduktion): Unter der Annahme von 3830 h Laufleistung pro Jahr (entspricht einer Auslastung von 44%[71], multipliziert mit 2,5 Mio. Haushalten in Dänemark (Statistics Denmark 2012) und geteilt

---

[68] Die damit erzielten monetären Werte wurden in (Ott et al., 2006) einem Vergleich mit Zahlungsbereitschaften unterzogen, der zeigte, dass diese, wenn Annuitäten betrachtet werden, dieselbe Größenordnung einnehmen.

[69] Es wird ein mittlerer Wert verwendet, da Anfangs- und Endkategorien der Landnutzungsänderung im marinen Bereich bisher nicht untersucht wurden.

[70] Es werden nur die Ergebnisse des ersten (ungewichteten) Choice-Set-Modells herangezogen, da auch nur diese von Ladenburg (2008) für weitere Vergleiche hergenommen werden.

[71] Analog der prognostizierten Auslastung des Windparks Baltic 1 (EnBW 2012)

durch die Entfernungskilometer ergeben sich 0,003, 0,002 und 0,001 EUR_{2010} pro kWh und km Entfernung von der Küste (dargestellt in Tabelle 11).

Die gleiche Herangehensweise wird verwendet für Ladenburg (2007).

Liljestam und Söderqvist (2004) ermittelten den Wert verschiedener Standorte von Windparks. Die Bewohner einer schwedischen Halbinsel wurden befragt, was es ihnen wert wäre, wenn Windkraftanlagen weiter im Meer lägen und somit der Erholungswert und die Ästhetik der Küste bewahrt würden. Sie ermittelten Zahlungsbereitschaften von 323, 679 und 750 SEK_{2004} pro Haushalt und Jahr und 5, 20 und 25 km höherer Entfernung eines Windparks (mit 15 Windkraftanlagen) von der Küste.

Rechenschritt 2: Daraus errechnen sich 35, 74 und 82 EUR_{2010} pro Haushalt und Jahr und 5, 20 und 25 km höherer Entfernung von der Küste.

Rechenschritt 3 (Bezug zu einer angenommenen Belastungsreduktion): Unter der Annahme eines Ertrags analog des Windparks Baltic 1 (EnBW 2012) mit 2,3 MW pro Windkraftanlage und 3830 h Laufleistung im Jahr sowie einer Versorgungsleistung für 36.000 Haushalte (Baltic 1 kann 50.000 Haushalte versorgen bei 21 Windkraftanlagen) und geteilt durch die Entfernungskilometer ergeben sich 0,002, 0,001 und 0,001 EUR_{2010} pro kWh und km Entfernung von der Küste (dargestellt in Tabelle 11).

Tabelle 11: Monetäre Werte zu den Nutzen einer Reduzierung des physischen Verlustes.

	Sektor(en)	Bewertungsgegenstand	Systemgrenzen	Bewertungsansatz	Originalwert	Ergebniswert [EUR_{2010}]	Autor(en)
Direkte Gebrauchswerte (konsumtiv)	Fischerei	**Keine relevanten Wirkungspfade identifiziert**					
	Sportangeln						
Direkte Gebrauchswerte (nicht konsumtiv)	Erholung, Tourismus	Windkraftanlagen	Dänemark	CE/WTP	47, 98 und 125 EUR_{2004} pro Haushalt und Jahr und 4, 10 und 42 km höherer Entfernung von der Küste bei 3600 MW Zusatzleistung	0,001 - 0,003 pro kWh Windenergie und km Entfernung von der Küste	Ladenburg und Dubgaard (2007)
		Windkraftanlagen	Dänemark	CE/WTP	30 und 75, 81 und 90 sowie 75 und 147 EUR_{2004} pro Haushalt und Jahr bei 4, 10 und 42 km höherer Entfernung von der Küste unter 3600 MW Zusatzleistung	0,001 - 0,005 pro kWh Windenergie und km Entfernung von der Küste	Ladenburg (2007)
		Windkraftanlagen	Ostküste Schwedens	CV/WTP	323, 679 und 750 SEK_{2004} pro Haushalt und Jahr und 5, 20 und 25 km höherer Entfernung von der Küste	0,001 - 0,002 pro kWh Windenergie und km Entfernung von der Küste	Liljestam und Söderqvist (2004)
Indirekte Gebrauchswerte	-						

	Sektor(en)	Bewertungsgegenstand	Systemgrenzen	Bewertungsansatz	Originalwert	Ergebniswert [EUR_{2010}]	Autor(en)
Optionswerte	Fischerei Sportangeln Gesellschaft (Tourismus) (Erholung)	Landnutzungsänderung	Deutschland	PDF[72]	0,47 EUR_{2000}/PDF/m^2	0,55/m^2 nicht versiegelte/bedeckte Fläche	Ott et al., 2006, Reumann-Schwichtenberg et al., 2011
Nicht-Gebrauchswerte	Gesellschaft						

[72] Potentially Disappeared Fraction (of species): Methodik wird in erster Näherung verwendet, da keine sonstigen Bewertungsstudien vorliegen. Options- und Nichtgebrauchswerte sind dadurch wahrscheinlich aber nicht vollständig repräsentiert.

IV.3.3 Physische Schädigung - Verschlickung

Meeresökologische Wirkungszusammenhänge

Als Verschlickung/Verlandung wird die zunehmende Bedeckung des Meeresbodens mit feinem Sediment betrachtet (EUKOM, 2011). Ursachen können Verklappung von Schlick, Bau- und Baggerarbeiten, Sand- und Kiesentnahme (durch Rückführung von feinem Sediment, Trübungsfahnen), Verlegung von Seekabeln/Pipelines, die Uferverbauung/Kanalisierung von Flussmündungen bzw. der Ausbau der Fahrrinne von Flüssen sowie künstliche Strukturen (Pfeiler von Offshoreanlagen, schwimmende Aquakulturen), an/in denen es zu einer starken Produktion von Detritus kommt, sein.

Als direkter Effekt einer Reduzierung der Verschlickung/Verlandung verringert sich das Potenzial der teilweisen oder vollständigen Bedeckung rezenter Benthoshabitate durch Schlick. So verringert sich das Potenzial von Veränderungen lokaler benthisch und demersal (bodennah) lebender Lebensgemeinschaften. In der Folge verringert sich das Potenzial von lokalen Veränderungen der Diversität und der Nahrungsnetze, Energieflüsse und Materialzyklen am Ort (und durch Veränderung der Stoffflüsse und Strömungsverhältnisse auch in der Nachbarschaft) des Eingriffs (Eversberg, U., 1990; Jensen et al., 1991; Frihy et al., 1998; BSH, 2008b; Cyrus et al., 2008; Rice et al., 2010).

Relevanz der Belastung[73]:	*Nordsee:* gering *Ostsee:* gering
Wirkungszeit:	*Nordsee:* kurzfristig (Wochen) wegen Gezeitenströmungen *Ostsee:* mittelfristig (Jahre) wegen fehlender Gezeiten
Wirkungsraum:	Lokal
Evidenz/Konfidenz der beschriebenen Erkenntnisse:	Hoch
Wechselwirkungen (Wirkungen auf andere Belastungen):	*Unterwasserlärm*: Durch Bau und Baggerarbeiten sowie bei Betrieb von (Offshore-)Konstruktionen *Kontamination durch gefährliche Stoffe*: Durch belasteten (Hafen-)Schlick und Resuspension von Schadstoffen bei Bau und Baggerarbeiten *Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material*: Durch Resuspension von Nährstoffen bei Bau- und Baggerarbeiten

[73] Die folgende Darstellung basiert auf eigenen Einschätzungen (GEOMAR). Auf den hier erarbeiteten methodischen Grundlagen basierende Kosten-Nutzen Analysen sollten die Bewertungen der ökol. Anfangsbewertung als Referenz für Einschätzungen der Relevanz sowie der Wirkungszeit und des Wirkungsraums heranziehen.

Selektive Entnahme: Durch mögliche Veränderungen des Lebensraums

Nutzen der Belastungsreduzierung (Mengengerüst)

Eine geringere Verschlickung könnte dazu führen, dass sich die Bestände von bodennah lebenden Tieren und dort wachsenden Pflanzen erholen, was zu einer Erhöhung der Fischbestände führen könnte. Allerdings ist nicht sicher, ob die Belastung durch Verschlickung in der Nord- und Ostsee so stark ausgeprägt ist, dass eine Reduzierung hier nennenswerte Auswirkungen auf den direkten Nutzen hätte. Eine geringere Verschlickung führt zudem dazu, dass beispielsweise Hafenanlagen weniger ausgebaggert werden müssen, was den Nutzen ebenfalls positiv beeinflusst.

Ein Optionswert ergibt sich dann, wenn sich durch die Belastungsreduzierung die Möglichkeit einer zukünftigen Nutzung verbessert.

Effekte auf den Tourismus und die Erholung hätte eine Reduzierung der Verschlickung vermutlich nur, falls die vorhandenen Spuren der Verschlickung vorher für die Nutzer der Strand- und Wasserflächen sichtbar war und ihre Wertschätzung für das entsprechende Gebiet geschmälert hat. Dies könnte z.B. der Fall sein, wenn touristisch genutzte Strandflächen durch Verschlickung nicht nutzbar waren, diese aber durch Maßnahmen wieder für Freizeitaktivitäten genutzt werden können.

Die Gesellschaft profitiert von einer Reduzierung der Verschlickung über die Erhöhung der Nicht-Gebrauchswerte. Diese werden durch das Wissen um die (fortdauernde) Existenz eines nicht oder möglichst wenig gestörten Ökosystems positiv beeinflusst werden.

Tabelle 12: Nutzen einer Reduzierung der Verschlickung

	Gebrauchswerte				**Nicht-Gebrauchswerte**		
Komponenten des TEV	Direkter Gebrauchswert (konsumtiv)	Direkter Gebrauchswert (nicht konsumtiv)	Indirekter Gebrauchswert	Optionswert	Existenzwert	Altruistischer Wert	Vererbungswert
Sektor	(Fischerei) (Sportangeln)	Schifffahrt	-	Schifffahrt Gesellschaft (Fischerei) (Sportangeln)	Gesellschaft		

Negative Nutzenänderungen können in folgenden Sektoren auftreten:[74]

[74] Die folgende Auflistung basiert auf Marggraf et al., 2011. Dort werden Auswirkungen der Meeresnutzung beschrieben.

- Meerestechnik (Offshore-Windenergie, Offshore-Förderung von Öl und Gas, marine Rohstoffgewinnung, Unterwasserkabel und -leitungen)
- Schifffahrt (inkl. Häfen)

Wirkungspfade

Verschlickung des Meeresbodens →Habitatverluste[75] → Veränderung der lokalen Biodiversität → Veränderung des Nutzens für

- die Gesellschaft
- evtl. für Fischerei und Sportangeln.

Verschlickung des Meeresbodens in Häfen → Veränderung des Nutzens für die Schifffahrt.

Verschlickung des Meeresbodens in Strandnähe → evtl. Veränderung des Nutzens für Tourismus und Erholung.

Wirkungspfad 1a (Verschlickung des Meeresbodens → Habitat-, Biodiversitätsverluste → Nutzenänderung für die Gesellschaft) wird als **relevant** erachtet.

Da es sich um eine lokale Belastung mit eventuell auftretenden lokalen Schäden handelt, werden die Wirkungspfade 1b und 3 als eher **nicht relevant** erachtet. Fischer, Sportangler, Besucher und Touristen werden einen vernachlässigbaren Nutzenverlust erleiden, da sie auf andere Orte ausweichen können.

Wirkungspfad 2 wird als **relevant** erachtet.

Möglichkeiten der Monetarisierung

Wie oben beschrieben, lassen sich die vorgeschlagenen Quellen für monetäre Werte in vier verschiedene Kategorien einteilen:

a) Marktpreise oder Zahlungsbereitschaftsstudien für die deutsche Nord- und Ostsee,

b) Studien für andere Gebiete, die über benefit transfer auf deutsche Verhältnisse übertragen werden,

c) Vermeidungs- oder Wiederherstellungskosten oder

d) qualitative Beschreibung.

Zu dieser Belastung liegen monetäre Werte aus Studien zu Kosten der Unterhaltsbaggerei an deutschen Häfen vor (Wirkungspfad 2). Hierfür kann Kategorie a) verfolgt werden. Für Habitat- und Biodiversitätsverluste durch die Verschlickung des Meeresbodens (Wirkungspfad 1a) liegen bisher keine Bewertungsstudien vor. Aus diesem Grund wird hierfür Kategorie c) verfolgt, um für Options- und Nichtgebrauchswerte einen Zusammenhang zur Belastungsreduktion bzw. zur Umwelteinwirkung herstellen zu können.

---

[75] benthisch und demersal (bodennah) lebende Lebensgemeinschaften

Indikatoren zur monetären Bewertung des Biodiversitätsverlustes

Bisher existieren keine Methoden zur ökologischen Bewertung für einen Biodiversitätsverlust am Meeresboden und monetäre Bewertungsstudien gibt es nicht. Es wird aus diesem Grund auf die Methodik der „Potentially Disappeared Fraction (PDF)“ zurückgegriffen (s. Erläuterung in Kapitel 3.2). Da es sich nicht um eine vollständige Versiegelung, sondern nur um eine teilweise bzw. temporäre Bedeckung handelt, entstehen auch nur zu einem gewissen Anteil Schäden an der Biodiversität am Meeresgrund. Es ist jedoch nicht bekannt, wie hoch dieser Anteil ist. Konservativ wird hier deshalb analog zur Versiegelung von einer 100%igen Schädigung der Biodiversität ausgegangen.

Options- und Nichtgebrauchswerte (Wirkungspfad 1b)

Wie oben beschrieben, wird angenommen, dass Verschlickung zu einer 100%igen Schädigung des lokalen Meeresbodens und des dortigen Ökosystems führt, d.h. 100% der Arten verschwinden (PDF = 1). Aus dem im Kapitel 3.2 genannten Durchschnittswert ergeben sich damit 0,47 EUR_{2000} (0,55 EUR_{2010})/m^2. Dieser Biodiversitätsverlust führt wiederum zu einem verringerten Nutzen für die Gesellschaft (in Form von Nichtgebrauchs- und Optionswerten). Da keine sonstigen Bewertungsstudien (Zahlungsbereitschaftsanalysen o.ä.) vorliegen, wird in erster Näherung der monetäre PDF-Wert zur Bewertung von Nichtgebrauchs- und Optionswerten herangezogen (Tabelle 13).

Direkte Gebrauchswerte: Schifffahrt (Wirkungspfad 2)

Der WWF (2006) geht in seiner Studie von Kosten für die Unterhaltsbaggerei in den deutschen Seehäfen Bremen, Bremerhaven, Hamburg und Wilhelmshaven von 10 EUR_{2006}/m^3 Baggergutaufkommen aus.

Rechenschritt 2: Daraus errechnen sich 10,65 EUR_{2010} pro m^3 Baggergut.

Rechenschritt 3 (Bezug zu einer angenommenen Belastungsreduktion): Die Menge an Baggergut wird gleichgesetzt mit der Menge an verschlicktem Meeresboden in Häfen.

Tabelle 13: Monetäre Werte zu den Nutzen einer Reduzierung des Verschlickung.

	Sektor(en)	Bewertungsgegenstand	Systemgrenzen	Bewertungsansatz	Originalwert	Ergebniswert [EUR_{2010}]	Autor(en)
Direkte Gebrauchswerte (konsumtiv)	Fischerei	**Keine relevanten Wirkungspfade identifiziert**					
	Sportangeln						
Direkte Gebrauchswerte (nicht konsumtiv)	Schifffahrt	Ausbau und Unterhaltskosten für deutsche Seehäfen	Hamburg, Bremen, Bremerhaven, Wilhelmshaven	Schadenskosten	10 EUR_{2006}/m^3 Baggergut in Häfen	10,7/m^3 nicht verschlicktem Meeresboden in Häfen	WWF, 2006
Indirekte Gebrauchswerte	-						
Optionswerte	Schifffahrt Gesellschaft (Fischerei) (Sportangeln)	Landnutzungsänderung	Deutschland	PDF[76]	0,47 EUR_{2000}/PDF/m^2	0,55/m^2 nicht verschlickte Fläche	Ott et al., 2006, Reumann-Schwichtenberg et al., 2011
Nicht-Gebrauchswerte	Gesellschaft						

[76] Potentially Disappeared Fraction (of species): Methodik wird in erster Näherung verwendet, da keine sonstigen Bewertungsstudien vorliegen. Options- und Nichtgebrauchswerte sind dadurch wahrscheinlich aber nicht vollständig repräsentiert.

IV.3.4 Physische Schädigung - Abschürfung

Meeresökologische Wirkungszusammenhänge

Als Abschürfung werden schürfende Schäden am Meeresgrund durch den Einsatz mariner Geräte und Maschinen betrachtet (EUKOM, 2011), die über den Meeresgrund schleifen. Ursachen sind insbesondere die Grundschleppnetzfischerei, daneben aber auch die Pipeline-/Seekabelverlegung unter die Sedimentoberfläche und das Ankern (z.B. auch Versetzen von Ankersteinen von Bohr- und Explorationsplattformen sowie von Verlegebargen) und (unbeabsichtigte) Grundberührungen von Schiffen. Im Gegensatz zur selektiven Entnahme von Substrat (3.3) verbleibt bei Schäden durch Abschürfung das Bodensubstrat weitgehend am Meeresgrund.

Als direkter Effekt einer Reduzierung der Abschürfungsschäden am Meeresgrund verringern sich die Verluste an der lokalen Bodenfauna ebenso wie temporäre Umwälzungen und Aufwirbelungen des Oberflächensediments. Dadurch verringern sich auch die Freisetzung von Nährstoffen und die Resuspension von Schadstoffen, sowie von organischen zehrenden Substanzen (nicht vollständig abgebaute organische Partikel und Sulfide), die an Schlickböden zu Sauerstoffzehrung führen können. In der Folge verringert sich das Potenzial von Veränderungen lokaler benthisch und demersal (bodennah) lebender Lebensgemeinschaften. Es erhöht sich die Wahrscheinlichkeit der „Erholung“ bereits veränderter Bodenlebensgemeinschaften hin zu Gemeinschaften mit einem größeren Anteil langlebiger Organismen. In der Folge erhöht sich das Potenzial der Normalisierung der Diversität, von Nahrungsnetzen, von Energieflüssen und Materialzyklen am Meeresgrund (Krost, 1990; Rumohr, 2003; Schroeder et al., 2008; Rice et al., 2010).

Relevanz der Belastung[77]:	*Nordsee:* hoch *Ostsee:* mittel
Wirkungszeit:	*Nord- und Ostsee*: mittelfristig (Jahre)
Wirkungsraum:	Lokal bis großräumig
Evidenz/Konfidenz der beschriebenen Erkenntnisse:	Hoch
Wechselwirkungen (Wirkungen auf andere Belastungen):	*Verschlickung*: Durch Aufwirbelung von feinem Material *Unterwasserlärm*: Durch Schiffsbetrieb, Verlegearbeiten sowie Betrieb von (Offshore-)Konstruktionen *Kontamination durch gefährliche Stoffe*: Durch Resuspension von Schadstoffen bei Fischerei und

[77] Die folgende Darstellung basiert auf eigenen Einschätzungen (GEOMAR). Auf den hier erarbeiteten methodischen Grundlagen basierende Kosten-Nutzen Analysen sollten die Bewertungen der ökol. Anfangsbewertung als Referenz für Einschätzungen der Relevanz sowie der Wirkungszeit und des Wirkungsraums heranziehen.

Verlegearbeiten

Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material: Durch Resuspension von Nährstoffen bei Fischerei und Verlegearbeiten

Selektive Entnahme: Durch mögliche Veränderungen des Lebensraums

Nutzen der Belastungsreduzierung (Mengengerüst)

Eine Reduzierung der Abschürfung hat zunächst einen positiven Einfluss auf den direkten konsumtiven Gebrauchswert (Fischerei und Sportangelei), da so der Druck auf die Bestände von Fischen und anderen Meerestieren abnimmt und sich die Bestände erholen können. Da die Verringerung der Abschürfung jedoch eng damit verbunden ist, das Ausmaß der Grundschleppnetzfischerei zu verringern, ergeben sich auf der anderen Seite geringere Fangmengen für die kommerzielle Fischerei (falls nicht die Fischerei in andere Gebiete verlegt wird oder sich auf andere Arten konzentriert). Das Ausmaß und Vorzeichen des Nettonutzens wird u.a. von der Struktur des Ökosystems und dem Ausmaß der Belastungsreduzierung abhängen.

Da als Folge der Reduzierung der Abschürfung die Möglichkeit der zukünftigen Nutzung verbessert wird, ergibt sich ein positiver Optionswert.

Nicht-Gebrauchswerte (Existenzwerte, Vererbungswerte und altruistische Werte) werden durch das Wissen um die (fortdauernde) Existenz eines nicht oder möglichst wenig gestörten Ökosystems positiv beeinflusst.

Tabelle 14: Nutzen einer Reduzierung der Abschürfung.

	Gebrauchswerte				**Nicht-Gebrauchswerte**		
Komponenten des TEV	Direkter Gebrauchswert (konsumtiv)	Direkter Gebrauchswert (nicht konsumtiv)	Indirekter Gebrauchswert	Optionswert	Existenzwert	Altruistischer Wert	Vererbungswert
Sektor	Fischerei Sportangeln	-	-	Fischerei Sportangeln Gesellschaft	Gesellschaft		

Negative Nutzenänderungen können in folgenden Sektoren auftreten:[78]

- Fischerei
- Meerestechnik (Offshore-Windenergie, Offshore-Förderung von Öl und Gas, marine Rohstoffgewinnung, Unterwasserkabel und -leitungen)
- Schifffahrt

Wirkungspfade

Abschürfung des Meeresgrunds → Habitatverluste → Veränderung der lokalen Biodiversität → Veränderung des Nutzens für

- Fischerei,
- Sportangeln,
- die Gesellschaft.

Abschürfung des Meeresgrundes → Resuspension des Oberflächensediments → Freisetzung von sauerstoffzehrenden Substanzen und Schadstoffen → Habitatverluste → Veränderung der lokalen Biodiversität → Veränderung des Nutzens für

- Fischerei,
- Sportangeln,
- die Gesellschaft.

Abschürfung des Meeresgrundes → Resuspension des Oberflächensediments → Freisetzung von Nährstoffen → Habitatveränderungen → Veränderung der lokalen Biodiversität → Veränderung des Nutzens für

- Fischerei,
- Sportangeln,
- die Gesellschaft.

Der Wirkungspfad 1a (Abschürfung des Meeresbodens → [...] → Habitat-, Biodiversitätsverluste → Nutzenänderung für die Fischerei) wird als **relevant** erachtet. Allerdings halten sich hier Nutzengewinne durch weniger Biodiversitätsverluste und Nutzenverluste durch weniger Grundschleppnetzfischerei möglicherweise die Waage. Der Wirkungspfad wird deshalb nicht weiter betrachtet.

Der Wirkungspfad 1b (Abschürfung des Meeresbodens → [...] → Habitat-, Biodiversitätsverluste → Nutzenänderung für Sportangler) wird bei großräumiger Auswirkung als **relevant** erachtet.

Der Wirkungspfad 1c (Abschürfung des Meeresbodens → [...] → Habitat-, Biodiversitätsverluste → Nutzenänderung für die Gesellschaft) wird als **relevant** erachtet.

---

[78] Die folgende Auflistung basiert auf Marggraf et al., 2011. Dort werden Auswirkungen der Meeresnutzung beschrieben.

Die Wirkungspfade 2 und 3 werden als **nicht relevant** betrachtet, da die durch Resuspension entstehenden Schäden als eher gering eingestuft werden im Vergleich zu den direkten Schäden durch Abschürfung.

Möglichkeiten der Monetarisierung

Wie oben beschrieben, lassen sich die vorgeschlagenen monetären Werte in 4 verschiedene Kategorien einteilen:

a) Marktpreise oder Zahlungsbereitschaftsstudien für die deutsche Nord- und Ostsee,

b) Studien für andere Gebiete, die über benefit transfer auf deutsche Verhältnisse übertragen werden,

c) Vermeidungs- oder Wiederherstellungskosten oder

d) qualitative Beschreibung.

Für die vorliegende Belastung wird Kategorie c) verfolgt, um für Options- und Nichtgebrauchswerte einen Zusammenhang zur Belastungsreduktion bzw. zur Umwelteinwirkung herstellen zu können.

Indikatoren zur monetären Bewertung:

Bisher existieren keine Methoden zur ökologischen und monetären Bewertung für einen Biodiversitätsverlust am Meeresboden. Es wird aus diesem Grund auf die Methodik der „Potentially Disappeared Fraction (PDF)“ zurückgegriffen (s. Erläuterung in Kapitel 3.2). Da eine Abschürfung nicht unbedingt denselben schädigenden Effekt hat wie eine Versiegelung, entstehen auch nur zu einem gewissen Anteil Schäden an der Biodiversität am Meeresgrund. Es ist jedoch nicht bekannt, wie hoch dieser Anteil ist. Konservativ wird hier deshalb analog zur Versiegelung von einer 100%igen Schädigung der Biodiversität ausgegangen.

Quantifizierung der Belastungsreduktion

Wie oben erläutert, wird angenommen, dass Abschürfung zu einer 100%igen Schädigung des lokalen Meeresbodens und des dortigen Ökosystems führt, d.h.100% der Arten verschwinden (PDF = 1). Aus dem oben genannten Durchschnittswert ergeben sich damit 0,47EUR_{2000} (0,55 EUR_{2010})/m^2. Dieser Biodiversitätsverlust führt wiederum zu einem verringerten Nutzen für die Gesellschaft (in Form von Nichtgebrauchs- und Optionswerten). Da keine sonstigen Bewertungsstudien (Zahlungsbereitschaftsanalysen o.ä.) vorliegen, wird in erster Näherung der monetäre PDF-Wert zur Bewertung von Nichtgebrauchs- und Optionswerten herangezogen (Tabelle 15).

Tabelle 15: Monetäre Werte zu den Nutzen einer Reduzierung der Abschürfung.

	Sektor(en)	Bewertungsgegenstand	Systemgrenzen	Bewertungsansatz	Originalwert	Ergebniswert [EUR_{2010}]	Autor(en)
Direkte Gebrauchswerte (konsumtiv)	Fischerei	Wird nicht weiter betrachtet (s.o.)					
	Sportangeln	Nur bei großräumiger Ausprägung relevant					
Direkte Gebrauchswerte (nicht konsumtiv)	-						
Indirekte Gebrauchswerte	-						
Optionswerte	Fischerei Sportangeln Gesellschaft	Landnutzungsänderung	Deutschland	PDF[79]	0,47 EUR_{2000}/PDF/m^2	0,55/m^2 nicht abgeschürfte Fläche	Ott et al., 2006, Reumann-Schwichtenberg et al., 2011
Nicht-Gebrauchswerte	Gesellschaft						

[79] Potentially Disappeared Fraction (of species). Methodik wird in erster Näherung verwendet, da keine sonstigen Bewertungsstudien vorliegen. Options- und Nichtgebrauchswerte sind dadurch wahrscheinlich aber nicht vollständig repräsentiert.

IV.3.5 Physische Schädigung - selektive Entnahme

Meeresökologische Wirkungszusammenhänge

Als selektive Entnahme werden Schäden am Meeresgrund betrachtet, die durch die Exploration oder gezielte Entnahme von lebenden oder nicht-lebenden Ressourcen an der Meeresgrundoberfläche oder im Meeresbodenuntergrund entstehen (EUKOM, 2011). Ursachen sind Muschelfischerei, Steinfischerei, Abbau von Kies und Sand, Unterhaltsbaggerungen an Seestraßen und der Abbau von fossilen oder mineralischen Ressourcen.

Im Gegensatz zur Abschürfung (3.4) wird bei der selektiven Entnahme das betrachtete Bodensubstrat vom Meeresgrund entfernt. Im Gegensatz zu der selektiven Entnahme von lebendem Substrat werden bei der Belastung durch Fischerei die befischten Organismen in ihrer Rolle als Lebewesen und nicht als Substrat/Lebensraum betrachtet.

Als direkter Effekt einer Reduzierung der Schäden durch selektive Entnahme am Meeresgrund verringern sich die lokalen Verluste an der Bodenfauna ebenso wie Umwälzungen und Aufwirbelungen des Oberflächensediments, insbesondere für relativ kleinräumige bio- oder geogene Strukturen wie Muschelbänke, Steinfelder oder Kiesgründe. So verringert sich das Potenzial von Veränderungen der benthisch und demersal (bodennah) lebender Lebensgemeinschaften an diesen Strukturen. Es erhöht sich die Wahrscheinlichkeit der „Erholung“ bereits veränderter Bodenlebensgemeinschaften hin zu Gemeinschaften mit einem größeren Anteil langlebiger Organismen. In der Folge erhöht sich das Potenzial der Normalisierung der Diversität, von Nahrungsnetzen, von Energieflüssen und Materialzyklen am Meeresgrund (Gromoll, 1996; Bock, 2003; Söntgerath, 2003; Neckles et al., 2005; Hiddink et al., 2007; ICES, 2007; Schroeder et al., 2008; Sutton und Boyd, 2009; Krause et al., 2010; Rice et al., 2010; Schwarzer, 2010).

Relevanz der Belastung[80]:	*Nordsee:* mittel *Ostsee:* mittel
Wirkungszeit:	*Nord- und Ostsee*: mittelfristig (Jahre)
Wirkungsraum:	Lokal
Evidenz/Konfidenz der beschriebenen Erkenntnisse:	Hoch
Wechselwirkungen (Wirkungen auf andere Belastungen):	*Verschlickung*: Durch Sediment-/Trübungsfahnen bei Baggerarbeiten *Unterwasserlärm*: Durch Schiffsbetrieb und Baggerarbeiten *Kontamination durch gefährliche Stoffe*: Durch

[80] Die folgende Darstellung basiert auf eigenen Einschätzungen (-GEOMAR). Auf den hier erarbeiteten methodischen Grundlagen basierende Kosten-Nutzen Analysen sollten die Bewertungen der ökol. Anfangsbewertung als Referenz für Einschätzungen der Relevanz sowie der Wirkungszeit und des Wirkungsraums heranziehen.

Resuspension von Schadstoffen bei Baggerarbeiten

Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material: Durch Resuspension von Nährstoffen bei Baggerarbeiten

Selektive Entnahme: Durch Muschelfischerei und mögliche Veränderungen des Lebensraums

Nutzen der Belastungsreduzierung (Mengengerüst)

Die Verringerung von Schäden am Meeresgrund durch selektive Entnahme kann durch die Erholung von Fisch- und Meerestierbeständen positive Effekte auf den direkten konsumtiven Gebrauchswert im Bereich Fischerei und Sportangeln haben.

Auswirkungen auf den direkten nicht-konsumtiven Gebrauchswert im Bereich Tourismus und Erholung sind möglich, falls es sich bei den entnommenen Stoffen z.B. um Erdöl handelt. Die Freisetzung von Öl kann zur Kontamination von Wasser- und Strandflächen führen, was Einnahmen im Tourismus sowie den Erholungswert negativ beeinflusst. Diese negativen Effekte werden durch eine Verringerung der Belastung reduziert. Kleinräumige Muschel- oder Steinfischerei (bzw. ihre Reduzierung) wird hingegen wahrscheinlich keinen Einfluss auf diese beiden Nutzenkomponenten haben.

Darüber hinaus ergeben sich Optionswerte für die betroffenen Sektoren, da durch eine Reduzierung der Belastung die Möglichkeit einer zukünftigen Nutzung wahrscheinlicher ist. Auch Nicht-Gebrauchswerte, die sich für die Gesellschaft ergeben, werden positiv beeinflusst, da durch eine geringere Belastung die fortdauernde Existenz einzelner Arten sowie eines intakten oder möglichst wenig gestörten Ökosystems wahrscheinlicher ist.

Tabelle 16: Nutzen einer Reduzierung der selektiven Entnahme.

	Gebrauchswerte				Nicht-Gebrauchswerte		
Komponenten des TEV	Direkter Gebrauchswert (konsumtiv)	Direkter Gebrauchswert (nicht konsumtiv)	Indirekter Gebrauchswert	Optionswert	Existenzwert	Altruistischer Wert	Vererbungswert
Sektor	Fischerei Sportangeln	(Tourismus) (Erholung)		Fischerei Sportangeln Gesellschaft (Tourismus) (Erholung)	Gesellschaft		

Negative Nutzenänderungen können in folgenden Sektoren auftreten:[81]

[81] Die folgende Auflistung basiert auf Marggraf et al., 2011. Dort werden Auswirkungen der Meeresnutzung beschrieben.

Meerestechnik (Offshore-Förderung von Öl und Gas, marine Rohstoffgewinnung)

- Schifffahrt
- Muschelfischerei

Wirkungspfade:

Selektive Entnahme am Meeresgrund → Habitatverluste → Veränderung der lokalen Biodiversität → Veränderung des Nutzens für

- Fischerei und Sportangeln,
- die Gesellschaft

Selektive Entnahme am Meeresgrund → Resuspension des Oberflächensediments → Freisetzung von sauerstoffzehrenden Substanzen und Schadstoffen → Habitatverluste → Veränderung der lokalen Biodiversität → Veränderung des Nutzens für

- Fischerei und Sportangeln
- die Gesellschaft

Selektive Entnahme am Meeresgrund → Resuspension des Oberflächensediments → Freisetzung von Nährstoffen → Habitatveränderungen → Veränderung der lokalen Biodiversität → Veränderung des Nutzens für

- Fischerei und Sportangeln
- die Gesellschaft

Der Wirkungspfad 1b (Selektive Entnahme am Meeresgrund → [...] → Habitat-, Biodiversitätsverluste → Nutzenänderung für die Gesellschaft) wird als **relevant** erachtet.

Da es sich um eine lokale Belastung mit lokalen Schäden handelt, wird der Wirkungspfad 1a als **nicht relevant** erachtet. Fischer und Sportangler werden einen vernachlässigbaren Nutzenverlust erleiden, da sie auf andere Fischgründe ausweichen können.

Die Wirkungspfade 2 und 3 werden als **nicht relevant** betrachtet, da die durch Resuspension entstehenden Schäden oder Nutzen als eher gering eingestuft werden im Vergleich zu den direkten Schäden durch selektive Entnahme.

Möglichkeiten der Monetarisierung

Wie oben beschrieben, lassen sich die vorgeschlagenen monetären Werte in vier verschiedene Kategorien einteilen:

a) Marktpreise oder Zahlungsbereitschaftsstudien für die deutsche Nord- und Ostsee,

b) Studien für andere Gebiete, die über benefit transfer auf deutsche Verhältnisse übertragen werden,

c) Vermeidungs- oder Wiederherstellungskosten oder

d) qualitative Beschreibung.

Da zu dieser Belastung bisher keine Bewertungsstudien vorliegen, wird Kategorie c) verfolgt, um für Options- und Nichtgebrauchswerte einen Zusammenhang zur Belastungsreduktion bzw. zur Umwelteinwirkung herstellen zu können.

Indikatoren zur monetären Bewertung

Bisher existieren keine Methoden zur ökologischen und monetären Bewertung für einen Biodiversitätsverlust am Meeresboden. Es wird aus diesem Grund auf die Methodik der „Potentially Disappeared Fraction (PDF)“ zurückgegriffen (s. Erläuterung in Kapitel 3.2). Da eine selektive Entnahme nicht unbedingt denselben schädigenden Effekt hat wie bspw. eine Versiegelung, entstehen auch nur zu einem gewissen Anteil Schäden an der Biodiversität am Meeresgrund. Es ist jedoch nicht bekannt, wie hoch dieser Anteil ist. Konservativ wird hier deshalb analog zur Versiegelung von einer 100%igen Schädigung der Biodiversität ausgegangen.

Quantifizierung der Belastungsreduktion

Wie oben erläutert, wird angenommen, dass selektive Entnahme zu einer 100%igen Schädigung des lokalen Meeresbodens und des dortigen Ökosystems führt, d.h.100% der Arten verschwinden (PDF = 1). Aus dem in Kapitel 3.2 genannten Durchschnittswert ergeben sich damit 0,47EUR_{2000} (0,55 EUR_{2010})/m^2. Dieser Biodiversitätsverlust führt wiederum zu einem verringerten Nutzen für die Gesellschaft (in Form von Nichtgebrauchs- und Optionswerten). Da keine sonstigen Bewertungsstudien (Zahlungsbereitschaftsanalysen o.ä.) vorliegen, wird in erster Näherung der monetäre PDF-Wert zur Bewertung von Nichtgebrauchs- und Optionswerten herangezogen (Tabelle 17).

Tabelle 17: Monetäre Werte zu den Nutzen einer Reduzierung der selektiven Entnahme.

	Sektor(en)	Bewertungsgegenstand	Systemgrenzen	Bewertungsansatz	Originalwert	Ergebniswert [EUR_{2010}]	Autor(en)
Direkte Gebrauchswerte (konsumtiv)	Fischerei	**Keine relevanten Wirkungspfade identifiziert**					
	Sportangeln						
Direkte Gebrauchswerte (nicht konsumtiv)	(Tourismus)						
	(Erholung)						
Indirekte Gebrauchswerte	-						
Optionswerte	Fischerei Sportangeln Gesellschaft (Tourismus) (Erholung)	Landnutzungsänderung	Deutschland	PDF[82]	0,47 EUR_{2000}/PDF/m^2	0,55/m^2 nicht entnommene Fläche	Ott et al., 2006, Reumann-Schwichtenberg et al., 2011
Nicht-Gebrauchswerte	Gesellschaft						

[82] Potentially Disappeared Fraction (of species): Methodik wird in erster Näherung verwendet, da keine sonstigen Bewertungsstudien vorliegen. Options- und Nichtgebrauchswerte sind dadurch wahrscheinlich aber nicht vollständig repräsentiert.

IV.3.6 Sonstige physikalische Störungen - Unterwasserlärm

Meeresökologische Wirkungszusammenhänge

Lärm in der Meeresumwelt umfasst laute, nieder-, mittel und hochfrequente impulshafte Geräusche sowie anhaltende v.a. niederfrequente Geräusche (EUKOM, 2011). Dieser Lärm kann sowohl absichtlich als auch zufällig produziert werden (Tasker et al., 2010). Verursacher sind insbesondere der Schiffsbetrieb, die Verwendung von Sonaren und Echoloten, der Bau und Betrieb von Offshore-Anlagen zur Energiegewinnung, Bohrungen und Sprengungen z.B. bei der marinen Rohstoffgewinnung sowie sonstige geologische Explorationsverfahren, sonstige Bauarbeiten und militärische Übungen (Marggraf et al., 2011; Tasker et al., 2010; McKenna, 2008).

Abbildung 12 stellt die Zusammenhänge und Folgen einer Reduzierung der Belastung der Meeresumwelt durch Unterwasserlärm graphisch dar. In diesem Abschnitt werden zunächst die Auswirkungen des Lärms auf die biophysikalischen Strukturen, Prozesse und Funktionen dargestellt. Im darauf folgenden Abschnitt werden die Folgen der Belastungsreduzierung für den Nutzen beschrieben.

Eine geringere Belastung mit Lärm führt zunächst zu einem generell geringeren Geräuschpegel im Meer. Dies hat den direkten Effekt, dass die Maskierung natürlicher Geräuschquellen reduziert wird, was unter anderem für die Orientierung, Nahrungssuche und Fortpflanzung insbesondere von Meeressäugern wichtig ist. Weitere direkte Effekte sind eine geringere Desorientierung und weniger Verletzungen/ Gesundheitsbeeinträchtigungen von Fischen und Meeressäugern wie z.B. Gewebeschädigungen oder Hörverluste. Weitere Effekte sind weniger Verhaltens-beeinträchtigungen und eine geringere Störung/Vertreibung von Meerestieren. Eine Verringerung der Lärmbelastung kann die Anzahl der direkt durch Schalleinwirkung oder indirekt durch Lärm getöteten Wale, z.B. in Folge von Strandungen, verringern (Lucke, 2008; Tasker et al., 2010; Weilgart, 2007; McKenna, 2008).

Relevanz der Belastung[83]:	*Nordsee:* hoch; *Ostsee:* mittel
Wirkungszeit:	*Nord- und Ostsee*: Kurzfristig (sofort)
Wirkungsraum:	Regional
Evidenz/Konfidenz der beschriebenen Erkenntnisse:	Niedrig
Wechselwirkungen (Wirkungen auf andere Belastungen):	*Selektive Entnahme* (3.9.3): Durch mögliche Verschiebungen in Nahrungsnetzen

[83] Die folgende Darstellung basiert auf eigenen Einschätzungen (GEOMAR). Auf den hier erarbeiteten methodischen Grundlagen basierende Kosten-Nutzen Analysen sollten die Bewertungen der ökol. Anfangsbewertung als Referenz für Einschätzungen der Relevanz sowie der Wirkungszeit und des Wirkungsraums heranziehen.

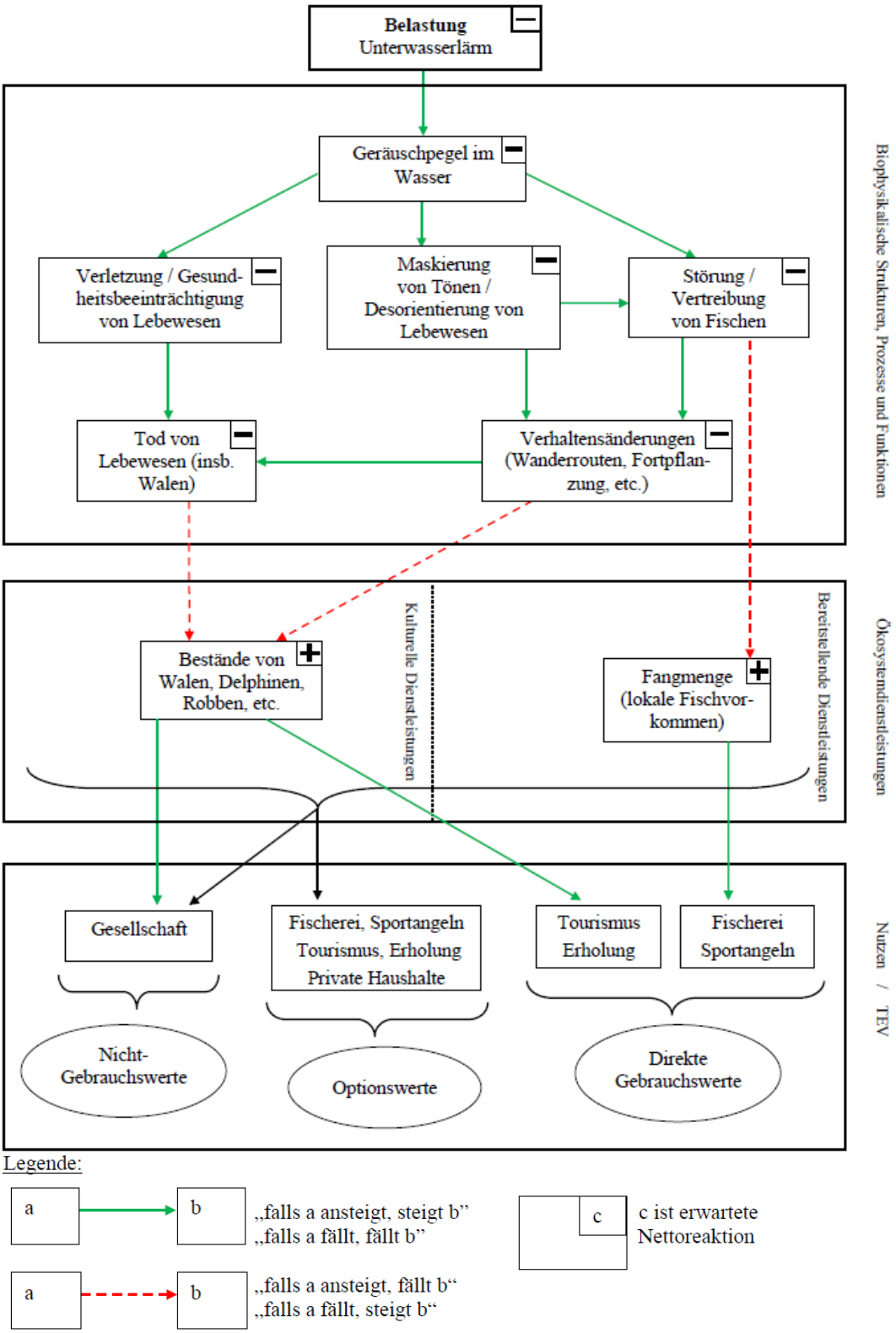


Abbildung 12: Wirkungszusammenhänge und Auswirkungen einer Reduzierung des Unterwasserlärms

Quelle: Eigene Darstellung.

Die durchgezogenen (grünen) Pfeile in der Abbildung bedeuten, dass es einen gleichgerichteten Zusammenhang zwischen den Zuständen in den beiden verbundenen Kästen gibt. So führt z.B. ein geringerer Geräuschpegel im Wasser dazu, dass Meerestiere in

geringerem Maße gestört und vertrieben werden. Ein gestrichelter (roter) Pfeil hingegen zeigt an, dass es einen entgegen gesetzten Zusammenhang zwischen den Zuständen gibt. So führt eine geringere Vertreibung von Fischen potentiell zu höheren Fangmengen. Die Pfeile geben also die direkte Wirkung einer Veränderung zwischen zwei Kästen an.

Das Vorzeichen in der oberen rechten Ecke jedes Kastens zeigt die erwartete Nettoveränderung des Zustandes als Reaktion auf die ursprüngliche Reduktion der Belastung an. So führt eine Reduktion des Unterwasserlärms potentiell zu höheren Beständen von Fischen, Meeressäugern und anderen Meerestieren.

Im letzten Schritt wird aufgezeigt, welche Sektoren und Bereiche und welche Nutzenkategorien von den Belastungsreduzierungen betroffen sind. Hierbei handelt es sich immer um positive Auswirkungen, also um Nutzen. So führt eine Reduktion des Unterwasserlärms potentiell zu größeren Fischbeständen und damit möglicherweise zu einem Nutzenanstieg im Bereich der Fischerei.

Nutzen der Belastungsreduzierung (Mengengerüst)

Durch die Reduzierung des Unterwasserlärms treten positive Veränderungen der direkten konsumtiven Gebrauchswerte für die kommerzielle Fischerei und möglicherweise auch für Sportangler auf, da die Fischbestände steigen. Ein weiterer positiver Effekt könnte sich potentiell für die Erholung und den Tourismus ergeben, wenn die Bestände von Meeressäugern steigen.

Neben diesem direkten Gebrauchswert ergeben sich auch positive Veränderungen der Nicht-Gebrauchs- und Optionswerte: Durch die geringere Lärmbelastung wird die zukünftige Existenz des Ökosystems unterstützt, da es zu geringeren Störungen des Verhaltens der Tiere z.B. in Bezug auf Wanderrouten und Fortpflanzung kommt (Optionswert). Darüber hinaus ergeben sich aus der Lärmreduzierung positive Effekte z.B. auf den Existenzwert, da die Bestände kleiner und großer Meeressäuger positiv beeinflusst werden. Die Existenz dieser Bestände wird von der Gesellschaft wertgeschätzt, auch wenn sie selbst die Gewässer nicht aktiv nutzen.

Tabelle 18: Nutzen einer Reduzierung des Unterwasserlärms.

	Gebrauchswerte				Nicht-Gebrauchswerte		
Komponenten des TEV	Direkter Gebrauchswert (konsumtiv)	Direkter Gebrauchswert (nicht konsumtiv)	Indirekter Gebrauchswert	Optionswert	Existenzwert	Altruistischer Wert	Vererbungswert
Sektor	Fischerei Sportangeln	Tourismus Erholung	-	Fischerei Sportangeln Tourismus Erholung Gesellschaft	Gesellschaft		

Negative Nutzenänderungen können in folgenden Sektoren auftreten:[84]

Meerestechnik (Offshore-Windenergie, Offshore-Förderung von Öl und Gas, marine Rohstoffgewinnung, Unterwasserkabel und -leitungen)

- Schifffahrt
- Fischerei

Wirkungspfade:

Unterwasserlärm (Lärmemission pro Quelle) → Lärmpegel SEL (Sound Exposure Level) → Beeinträchtigung von Meeressäugern → Veränderung des Nutzens für

- Tourismus und Erholung,
- die Gesellschaft

Unterwasserlärm (Lärmemission pro Quelle) → Lärmpegel SEL (Sound Exposure Level) → Beeinträchtigung von Fischbeständen → Veränderung des Nutzens für

- Fischerei und Sportangeln,
- die Gesellschaft

Die Wirkungspfade 1b, 2a und 2b (Unterwasserlärm→ Beeinträchtigung von Meeressäugern und Fischbeständen → Nutzenänderung für Fischerei, Sportangeln und die Gesellschaft) werden als **relevant** erachtet.

Der Wirkungspfad 1a wird als **nicht relevant** erachtet. Auch wenn Meeressäuger und Fischbestände durch Unterwasserlärm beeinträchtigt sind, sind spürbare Auswirkungen auf Touristen und Besucher zu vernachlässigen, solange es nicht zu einer vollständigen Vertreibung einer touristisch attraktiven Art kommt.

Möglichkeiten der Monetarisierung

Wie oben beschrieben, lassen sich die vorgeschlagenen monetären Werte in vier verschiedene Kategorien einteilen:

a) Marktpreise oder Zahlungsbereitschaftsstudien für die deutsche Nord- und Ostsee,

b) Studien für andere Gebiete, die über benefit transfer auf deutsche Verhältnisse übertragen werden,

c) Vermeidungs- oder Wiederherstellungskosten oder

d) qualitative Beschreibung.

Zahlungsbereitschaftsstudien zu diesem Thema liegen bisher nicht vor.

Ein quantitativer Zusammenhang zwischen Unterwasserlärm und den dadurch verursachten Schäden am Ökosystem ist bisher nicht bekannt. Emissionsfaktoren und

[84] Die folgende Auflistung basiert auf Marggraf et al., 2011. Dort werden Auswirkungen der Meeresnutzung beschrieben.

Emissionskataster fehlen. Die Schallausbreitung im Meer ließe sich mit physikalischen Modellen berechnen, jedoch fehlen quantitative Expositions-Wirkungs-Beziehungen. Ein Bezug zur Lärmminderung kann daher mit dem momentanen Stand des Wissens nicht hergestellt werden.

Für die vorliegende Belastung muss daher Kategorie d) verfolgt werden.

IV.3.7 Sonstige physikalische Störungen - Abfälle im Meer

Meeresökologische Wirkungszusammenhänge

Abfall in der Meeresumwelt umfasst „jedes haltbare[s], hergestellte[s] oder verarbeitete[s] Material, das in der Meeres- oder Küstenumwelt weggeworfen, entsorgt oder zurückgelassen wurde. Mariner Abfall besteht aus Gegenständen, die von Menschen produziert oder genutzt wurden und absichtlich im Meer oder an Stränden entsorgt oder unabsichtlich verloren wurden, einschließlich Einträgen von Land über Wind oder über Abwässer und Flüsse. Beispielweise kann mariner Abfall aus Plastik, Holz, Metallen, Glas, Gummi, Kleidung oder Papier bestehen“ (EUKOM, 2011). Daneben zählen zu diesem Müll auch Fanggeräte und Netze, die u.a. in schlechtem Wetter von Fischereifahrzeugen verloren gehen können, aber auch aktiv in der Meeresumwelt belassen werden, wenn beispielsweise die Ladekapazitäten nicht ausreichen (v.a. günstiges passives Gerät). Abfälle, die in der Nord-und Ostsee vorkommen, können aus anderen Meeresregionen (z.B. dem englischen Kanal) stammen (Mouat, Lopez Lozano und Bateson, 2010; Fleet et al., 2009; UNEP, 2005). Verursacher dieser Abfälle sind primär die Schifffahrt, die Fischerei, der Tourismus und industrielle Aktivitäten an den Küsten, der Eintrag durch Flüsse und die Errichtung und der Betrieb von Offshore-Anlagen, sowie sekundär unterschiedliche landseitige Aktivitäten (Fleet et al., 2009; Marggraf et al., 2011).

Abbildung 13 stellt die komplexen Zusammenhänge und Folgen einer Reduzierung der Belastung der Meeresumwelt durch Abfälle graphisch dar. In diesem Abschnitt werden zunächst die Auswirkungen auf die biophysikalischen Strukturen, Prozesse und Funktionen dargestellt.[85] Danach folgt die Beschreibung der Auswirkungen der Belastungsreduzierung auf den Nutzen.

Ein geringerer Eintrag von Müll führt zunächst zu einer geringeren Ansammlung von Müll an der Meeresoberfläche, in der Wassersäule, am Meeresgrund und an den Stränden. Dies hat folgende Effekte: Geringeres Tötungs- und Verletzungspotential für Meerestiere und migrierende Vögel, z.B. durch verringertes Risiko des Verfangens und Strangulierens, weniger „ghost fishing“ (das Verfangen von Meerestieren in von Fischern verlorenen Netzen oder Leinen)[86], geringere Ansammlung von Müll in Meerestieren durch direkte Aufnahme mit oder an Stelle von Nahrung und Kalziumkarbonat (Sepiaschalen) und geringere Schädigung von Habitaten bspw. durch Abschürfung oder Bedecken. Weitere Effekte sind eine geringere Degradation zu „Microplastics“ (wobei

[85] Basis für die folgenden Ausführungen sind Mouat, Lopez Lozano und Bateson, 2010; Fleet et al., 2009; Hall, 2000; Galgani et al., 2010; Hall, 2000; UBA, 2010; Gregory, 2009; Marggraf et al., 2011.

[86] Siehe Galgani et al., 2010, S. 20.

diese z.T. auch direkt bspw. in Hygiene- und Kosmetikprodukten eingebracht werden) und giftiger assoziierter Chemikalien sowie in der Folge eine geringere potentielle Anreicherung dieser Stoffe in der Nahrungskette. Verringerter Eintrag von Müll kann auch positive Auswirkungen auf das Fortpflanzungspotential betroffener Tiere haben. Außerdem kann eine Verringerung der Menge an Treibgut in der Meeresumwelt zu einem geringeren Eintrag von Xenobiota und zu einer potenziell geringeren Veränderung der Artenzusammensetzung und Nahrungsnetze führen. Des Weiteren werden durch verringerte Mengen an marinem Abfall Schäden an Schiffen vermindert und Beeinträchtigungen der küstennahen Landwirtschaft durch Verwehung von Abfall und Schädigung landwirtschaftlicher Ausrüstung vermieden (Koehler et al., 2008; Mouat, Lopez Lozano und Bateson, 2010; Fleet et al., 2009; Hall, 2000; Galgani et al., 2010; UBA, 2010; Gregory, 2009).

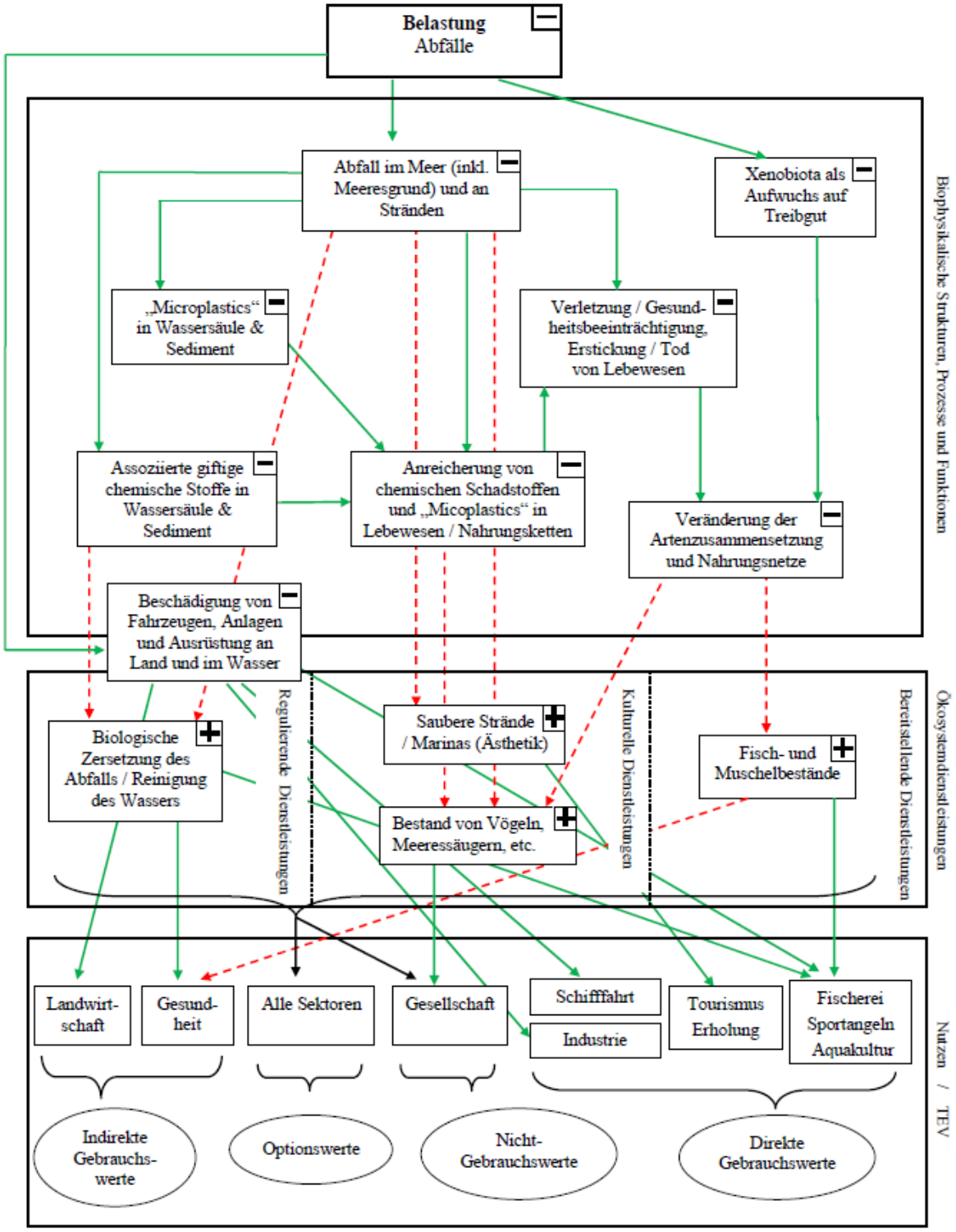


Abbildung 13: Wirkungszusammenhänge und Auswirkungen einer Reduzierung der Abfälle im Meer und an Stränden

Quelle: Eigene Darstellung.

Relevanz der Belastung[87]:	*Nordsee*: mittel
	Ostsee: mittel
Wirkungszeit:	*Nord- und Ostsee*: Langfristig (Jahrzehnte)
Wirkungsraum:	Regional
Evidenz/Konfidenz der beschriebenen Erkenntnisse:	Mittel bis hoch
Wechselwirkungen (Wirkungen auf andere Belastungen):	*Bedeckung*: Durch lokale Bedeckung des Meeresgrunds mit Abfällen
	Kontamination durch gefährliche Stoffe: Durch Lösung von Schadstoffen aus Abfällen
	Nicht-einheimische Arten: Durch Einschleppung auf Treibgut
	Selektive Entnahme: Durch mögliche Verschiebungen in Nahrungsnetzen

Nutzen der Belastungsreduzierung (Mengengerüst)

Positive Veränderungen der direkten konsumtiven Gebrauchswerte können sich im Bereich der kommerziellen Fischerei, der Aquakultur und des Sportangelns durch größere Bestände von Fisch und anderen Meerestieren ergeben.

Positive Veränderungen der direkten nicht-konsumtiven Gebrauchswerte können sich durch einen höheren Erholungswert sowie mehr Tourismus ergeben. Daneben könnten Schäden an Fischereifahrzeugen und -zubehör sowie das Gefährdungspotential für die Schifffahrt sinken. Zudem reduziert sich eventuell das Betriebsrisiko für Kraftwerke und Industrieanlagen, die Meerwasser zur Kühlung oder Energiegewinnung benutzen.

Die Reduzierung von Gesundheitsrisiken für Menschen würden die indirekten Gebrauchswerte positiv beeinflussen. Diese Beeinträchtigungen können sich entweder durch einen direkten Kontakt mit dem Müll beim Baden ergeben oder durch den Konsum kontaminierter Meerestiere. Für die Landwirtschaft ergäben sich geringere Schäden an Ausrüstung und Maschinen sowie geringere Belastungen für Tiere auf angrenzenden Landflächen.

Zudem ist eine positive Veränderungen aller Nicht-Gebrauchswerte und Optionswerte möglich. Eine geringere Belastung verbessert die Möglichkeit einer zukünftigen Nutzung des Ökosystems Meer durch geringere Veränderung der Artenzusammensetzung und geringere Beeinträchtigung des Fortpflanzungspotentials der Tiere (Optionswert). Nicht-Gebrauchswerte umfassen Existenzwerte, Vererbungswerte und altruistische Werte. Diese

[87] Die folgende Darstellung basiert auf eigenen Einschätzungen (GEOMAR). Auf den hier erarbeiteten methodischen Grundlagen basierende Kosten-Nutzen Analysen sollten die Bewertungen der ökol. Anfangsbewertung als Referenz für Einschätzungen der Relevanz sowie der Wirkungszeit und des Wirkungsraums heranziehen.

ergeben sich zum einen durch das Wissen um die (fortdauernde) Existenz einzelner Arten (hier z.B. Robben), aber auch aufgrund der (fortdauernden) Existenz eines nicht oder möglichst wenig gestörten Ökosystems.

Tabelle 19: Nutzen einer Reduzierung der Abfälle im Meer und an Stränden.

	Gebrauchswerte				Nicht-Gebrauchswerte		
Komponenten des TEV	Direkter Gebrauchswert (konsumtiv)	Direkter Gebrauchswert (nicht konsumtiv)	Indirekter Gebrauchswert	Optionswert	Existenzwert	Altruistischer Wert	Vererbungswert
Sektor	Fischerei Sportangeln Aquakultur	Tourismus Erholung Schifffahrt Industrie	Gesundheit Landwirtschaft	Fischerei Sportangeln Aquakultur Tourismus Erholung Schifffahrt Industrie Gesundheit Landwirtschaft Gesellschaft	Gesellschaft		

Negative Nutzenänderungen können in folgenden Sektoren auftreten:[88]

Meerestechnik (Offshore-Windenergie, Offshore-Förderung von Öl und Gas, marine Rohstoffgewinnung, Unterwasserkabel und -leitungen)

- Schifffahrt
- Fischerei

Wirkungspfade:

Eintrag von marinem Abfall → schwimmender Abfall im Meer → Veränderung des Nutzens für

- Fischerei, Sportangeln, Aquakulturen
- Schifffahrt
- Häfen
- Industrieanlagen und Kraftwerke
- die Gesundheit

[88] Die folgende Auflistung basiert auf Marggraf et al., 2011. Dort werden Auswirkungen der Meeresnutzung beschrieben.

- Tourismus und Erholung (betrifft auch Taucher/innen, Badegäste, Freizeitsport)

Eintrag von marinem Abfall → angespülter Abfall an Strand/Land → Veränderung des Nutzens für

- Tourismus und Erholung
- Landwirtschaft

Eintrag von marinem Abfall → Abfall am Meeresgrund, schwimmender Abfall im Meer und angespülter Abfall an Strand/Land → Veränderung der Biodiversität → Veränderung des Nutzens für die Gesellschaft

Eintrag von marinem Abfall → schwimmender Mikroplastik-Abfall im Meer → Aufnahme ins Nahrungsnetz → Veränderung des Nutzens für

- Gesundheit
- Tourismus und Erholung

Die Wirkungspfade 1a, 1b, 1c, 2a, 2b, 3 und 4 (Eintrag von marinem Abfall → [...] → Nutzenänderung für Fischerei, Sportangeln, Aquakultur, Schifffahrt, Häfen, Tourismus und Erholung, Landwirtschaft und die Gesellschaft) werden als **relevant** erachtet.

Der Wirkungspfad 1d wird als **nicht relevant** erachtet.

Wirkungspfad 1e (Gesundheitliche Auswirkungen durch von Abfällen freigesetzte Schadstoffe) wird unter den Belastungen „Kontamination durch gefährliche Stoffe“ bzw. „systematische oder absichtliche Freisetzung von Stoffen“ betrachtet.

Möglichkeiten der Monetarisierung

Wie oben beschrieben, lassen sich die vorgeschlagenen Quellen für monetäre Werte in 4 verschiedene Kategorien einteilen:

a) Marktpreise oder Zahlungsbereitschaftsstudien für die deutsche Nord- und Ostsee,

b) Studien für andere Gebiete, die über benefit transfer auf deutsche Verhältnisse übertragen werden,

c) Vermeidungs- oder Wiederherstellungskosten oder

d) qualitative Beschreibung.

Die Belastung durch Abfälle im und aus dem Meer (sog. „marine Abfälle“) ist in der Nordsee besser untersucht als in der Ostsee (Abfälle in der Meeresumwelt stellen aber auch in der Ostsee ein Problem dar). Die meisten monetären Studien beziehen sich deshalb auf den (nicht-deutschen) Nordsee- bzw. Nordatlantikraum (UBA, 2010). Für die vorliegende Belastung wird Kategorie b) verfolgt. Studien der Ostseeküste fehlen und müssen dringend ergänzt werden.

Da bisher keine Wirkungsbeziehungen vorliegen, wird davon ausgegangen, dass der Zusammenhang zur Belastungsreduktion (Umwelteinwirkung-Schädigungen-Nutzenänderung) linear ist: die Minderung von 2 t Abfall verursacht damit einen doppelt so hohen (Umwelt-)Nutzen wie die Minderung von 1 t. Da sich marine Abfälle aus unterschiedlichen Materialien zusammensetzen und je nach Art und Größe der Abfallteile unterschiedliche Schadenswirkungen haben, ist diese Annahme als erste Näherung zu

sehen, die mit besserem Kenntnisstand nochmals geprüft werden muss. Weiterhin sind Eintragsmengen und Art sowie Dauer des Verbleibs von marinem Abfall im Meer nur punktuell erfasst.

Zusammenfassend ist anzumerken, dass die unter den jeweiligen Nutzenkategorien beschriebene Vorgehensweise als erste grobe Abschätzung gesehen werden sollte, die mit vielen Annahmen und hohen Unsicherheiten verbunden ist.

Den oben beschriebenen Belastungsreduzierungen und den sich daraus ergebenden Nutzen werden, soweit vorhanden, monetäre Werte zugeordnet, eine allgemeine Beschreibung der Vorgehensweise findet sich in Abschnitt 2.2. Die Darstellung erfolgt in Tabelle 20.

Direkte Gebrauchswerte

Fischerei, Aquakultur, Schifffahrt, Häfen, Industrie

Grob geschätzt gelangen jährlich 20 kt Abfall in die Nordsee, davon sinken 70% auf den Meeresboden und 30% verbleiben im Wasser, wovon wiederum die Hälfte an den Stränden angespült wird (OSPAR, 1995). Die Grundlage für die hier angegebenen Zahlen ist allerdings veraltet (vor MARPOL Anl. 5), außerdem wird davon ausgegangen, dass der gesamte Abfall, der auf einem Schiff anfällt, über Bord geht. Freizeitboote, Fischereiboote, Ladungsreste und Müllteile unter 40mm sind hier nicht enthalten. Es wird angenommen, dass der schwimmende Abfall eine Verweilzeit von 2 Jahren im Meer hat, demnach befänden sich 12 kt Abfall beständig schwimmend in der gesamten Nordsee (20 kt * 2 Jahre * 30%).

Abfälle, die im Meereswasser treiben, können Schäden an Booten und an den Netzen verursachen. Die Nordsee ist stark befahren, auf der anderen Seite werden große Handels- und Passagierschiffe von marinem Abfall weniger stark betroffen sein als kleinere Schiffe. Es wird folglich weiterhin hypothetisch angenommen, dass 20% der schwimmenden Abfallmenge Schäden an Booten und Schiffen in Deutschland verursacht. Zur Vermeidung der Schäden müssten diese 2.400 t/a (12.000 t/a * 20%) schwimmender Abfall bzw. 20.000 t Eintrag/a an Gesamtabfall komplett gemindert werden.

Hall (2000) ermittelt 6.000 – 30.000 $GBP_{1998/}$ Boot*Jahr an Schadenskosten.

Rechenschritt 2 (s. Kapitel 2.2.2): Daraus errechnen sich 11.600 – 57.990 EUR_{2010}/Boot*Jahr.

Rechenschritt 3 (Bezug zu einer angenommenen Belastungsreduktion, s. Kapitel 2.2): Geteilt durch 2.400 t Abfall ergeben sich 2 – 12 EUR_{2010}/Boot*Jahr und vermiedener Tonne schwimmender Abfall bzw. 0,6 – 3 EUR_{2010}/Boot*Jahr und vermiedener Tonne Gesamtabfall (dargestellt in Tabelle 20).

Die gleiche Vorgehensweise wird auch bei Mouat et al. (2010) angewendet (Tabelle 20).

Schiffe können durch treibende Abfälle manövrierunfähig werden und benötigen dann Hilfe von der Seenotrettung. Die monetären Werte beziehen sich auf Rettungseinsätze. Zur Vereinfachung wird angenommen, dass nur ein Rettungseinsatz pro Schiff und Jahr nötig ist. Zur weiteren Berechnung wird analog der Vorgehensweise zu Fischereibooten (s.o.) verfahren.

Abfälle, die im Meereswasser treiben, können auch Schäden in Häfen, an Kraftwerken, in Industrieanlagen und für die Betreiber von Aquakulturen verursachen. Unter der Annahme, dass 5% der schwimmenden Abfallmenge Schäden an Häfen, an Kraftwerken, in Industrieanlagen oder in Aquakulturfarmen verursacht (und damit diese 600 t Abfall jeweils komplett gemindert werden müssten, s. Anwendungsbeispiel oben), errechnen sich die monetären Ergebniswerte in Tabelle 20.

Sportangeln

Eine Verringerung der Menge an marinem Abfall hat eine positive Wirkung auf die Fisch- und Muschelbestände und damit auch auf die Fangmengen für Sportangler. Eine Quantifizierung des Zusammenhangs ist jedoch bei der derzeitigen Datenlage nicht möglich. Unter der hypothetischen Annahme, dass der eingetragene Gesamtabfall (20 kt/a) Ökosystemschädigungen im Wasser und am Meeresboden hervor ruft und dass dadurch der Sportanglernutzen in Deutschland um 5% gemindert wird, ergeben sich die in Tabelle 20. aufgeführten Ergebniswerte.

Toivonen et al. (2004) ermitteln Zahlungsbereitschaften von 57 – 140 USD_{1999}/ Sportangler*Jahr.

Rechenschritt 2 (s. Kapitel 2.2.2): Es ergeben sich 74 – 182 EUR_{2010}/Sportangler*Jahr.

Rechenschritt 3 (Bezug zu einer angenommenen Belastungsreduktion, s. Kapitel 2.2): Geteilt durch 20.000 t Abfall und multipliziert mit 5% ergeben sich 0,0002 – 0,0005 EUR_{2010}/Sportangler*Jahr und vermiedener Tonne Gesamtabfall (dargestellt in Tabelle 20).

Erholung

Fünf Strände im Wattenmeer der südlichen Nordsee wiesen im Zeitraum 2002-2008 pro Zählung 236 Müllteile pro 100 m Strand auf (Fleet et al., 2009). Die erfassten Strecken zeigen allerdings eine hohe Variabilität in ihren Abfallaufkommen, so ermittelte Fleet (2003) im Zeitraum 1991 – 2001 35 Abfallteile pro 100 m Strand. Auf der Insel Mellum liegt das durchschnittliche Gewicht eines Abfallteils bei ca. 200g (Fleet, 2012), das entspräche 7 – 47 kg pro 100 m und Zählung. Die Akkumulation von Abfall am Strand von Texel in den Niederlanden betrug im April und Mai 2005 7 – 9 kg pro km und Tag, bei einem Aufkommen von 909 kg pro km Strand und Zählung (Fleet et al., 2009). Davon abgeleitet und ausgehend von einer jahreszeitlich unabhängigen Gleichverteilung ergibt sich eine Akkumulationsrate von ca. 1% pro Tag. Übertragen auf die deutschen Daten würde die Akkumulation dann 70 – 470 g pro Tag und 100 m Strand betragen bzw. im Mittel 0,1 t Abfall pro 100 m Strand und Jahr.

Die deutsche Küstenlänge der Nordsee misst ca. 1.070 km, daraus ergeben sich abgeschätzt insgesamt 1.058 t/a an angeschwemmtem Abfall an den Nordseeständen. Wie bereits oben beschrieben, liegen nur sehr wenige, punktuelle und zum Teil abgeschätzte Daten zu Eintragsmengen und Art sowie Dauer des Verbleibs von marinem Abfall vor. Während sich mit Hilfe dieser Daten knapp 1.000 t Strandabfall pro Jahr an der Nordseeküste ergeben, geht OSPAR (1995) von 3.000 t Strandabfall pro Jahr an der gesamten Nordseeküste aus. Die hier getroffenen Annahmen sind daher als erste Näherung zu sehen, die mit besserem Kenntnisstand nochmals überprüft werden müssen.

Smith et al. (1997) und Zhang (1995) nutzen Fotos von vier verschieden stark verschmutzten Stränden als jeweiligen Ausgangszustand sowie ein Foto von einem

sauberen Strand als Minderungszustand, um den Erholungsnutzen zu erfragen. Die erfragten monetären Werte spiegeln die Zahlungsbereitschaft zur Vermeidung von dieser Menge an Abfall wider.

Smith et al. (1997) ermitteln Erholungsnutzen von 21 – 72 USD_{1992}/Besucher*Jahr.

Rechenschritt 2 (s. Kapitel 2.2): Es ergeben sich 37 – 125 EUR_{2010}/Besucher*Jahr.

Rechenschritt 3 (Bezug zu einer angenommenen Belastungsreduktion, s. Kapitel 2.2): Geteilt durch 1.058 t/a ergeben sich 0,04 – 0,1 EUR_{2010}/ Besucher*Jahr und vermiedener Tonne Strandabfall, d.h. der Teil des Abfalls, der an den Strand angeschwemmt wird (dargestellt in Tabelle 20). Es ergeben sich weiterhin 0,005 – 0,02EUR_{2010}/ Besucher*Jahr und vermiedener Tonne Gesamtabfall (Strandabfall entspricht nur 15% des Gesamteintrags an Abfall, s. Erläuterung unter Fischerei und Aquakultur. Die monetären Werte pro t Strandabfall werden folglich mit 15% multipliziert, um auf einen monetären Wert pro t eingetragenem Gesamtabfall zu kommen.) .

Die gleiche Vorgehensweise wird auch bei Ballance et al. (2000) und Zhang (1995) angewendet (Tabelle 20).

Alternativ zu Zahlungsbereitschaftsstudien können auch die Kosten herangezogen werden, die den Kommunen zur Reinigung der Strände entstehen. Von der „Schutzgemeinschaft deutsche Nordseeküste“ wurden im Jahr 1998 Reinigungskosten von 39 GBP_{1998}/t Abfall angegeben (Hall, 2000).

Rechenschritt 2 (s. Kapitel 2.2): Es ergeben sich 75 EUR_{2010}/t vermiedenem Strandabfall*Jahr bzw. 11 EUR_{2010}/t vermiedenem Gesamtabfall*Jahr (dargestellt in Tabelle 20).

Tourismus

Es liegen keine Bewertungsstudien vor, die sich nur auf Touristen (in Abgrenzung zu „Erholungssuchenden“) beziehen. Als erste Näherung können für eine Einzelabschätzung die ermittelten Werte aus der Kategorie Erholung verwendet werden.

Indirekte Gebrauchswerte

Landwirtschaft

Landwirtschaftliche Betriebe, die direkt an der Küste liegen, können durch angeschwemmten, v.a. aber durch verwehten marinen Abfall Schaden erleiden. Eine saubere Küste an der Nordsee würde bedeuten, dass 0,1 t Abfall pro 100 m Küstenlinie bzw. 1.058 t/a an angeschwemmtem Abfall (s. “Erholung“) vermieden werden müssten. Allerdings wird nur ein geringer Teil des angeschwemmten Abfalls wirklich Schäden für landwirtschaftliche Betriebe bedeuten. Es wird angenommen (Zahlen liegen hierzu nicht vor), dass 20% des angeschwemmten Abfalls (212 t/a) durch Verwehungen Schäden verursachen. Bezogen auf diesen Wert errechnen sich die monetären Ergebniswerte in Tabelle 20, zur rechnerischen Vorgehensweise vgl. Anwendungsbeispiel „Erholung“.

Optionswerte

In Zhang (1995) werden Nicht-Strandnutzer befragt, was sie bereit wären, für einen sauberen und der Öffentlichkeit zugänglichen Strand zu zahlen. Es wird angenommen,

dass diese befragte Gruppe Optionswerte repräsentiert, da sie den Strand zukünftig noch nutzen könnte. Zhang (1995) nutzt Fotos von vier verschieden stark verschmutzten Stränden als jeweiligen Ausgangszustand sowie ein Foto von einem sauberen Strand als Minderungszustand, um den daraus folgenden Nutzen zu erfragen. Ein sauberer Strand an der Nordsee würde demnach bedeuten, dass 0,1 t Abfall pro 100 m Küstenlinie bzw. 1.058 t/a an angeschwemmtem Abfall vermieden werden würden. Die erfragten monetären Werte spiegeln folglich die Zahlungsbereitschaft zur Vermeidung von dieser Menge an Abfall wider. Zur rechnerischen Vorgehensweise vgl. Anwendungsbeispiel „Erholung“. Wie bereits beschrieben, liegen nur sehr wenige, punktuelle und zum Teil abgeschätzte Daten zu Eintragsmengen und Art sowie Dauer des Verbleibs von marinem Abfall vor. Während sich mit Hilfe dieser Daten knapp 1.000 t Strandabfall pro Jahr an der Nordseeküste ergeben, geht OSPAR (1995) von 3.000 t Strandabfall pro Jahr an der Nordseeküste aus. Die hier getroffenen Annahmen sind daher als erste Näherung zu sehen, die mit besserem Kenntnisstand nochmals überprüft werden müssen.

Nicht-Gebrauchswerte

In Zhang (1995) werden Strandnutzer und Nicht-Strandnutzer befragt, was sie bereit wären, für ein der Öffentlichkeit nicht zugängliches Forschungsnaturschutzgebiet zu zahlen. Es wird angenommen, dass diese befragte Gruppe Nicht-Gebrauchswerte repräsentiert, da diese Art von Stränden für sie weder heute noch in Zukunft nutzbar ist. Zhang (1995) nutzt Fotos von vier verschieden stark verschmutzten Stränden als jeweiligen Ausgangszustand sowie ein Foto von einem sauberen Strand als Minderungszustand, um den daraus folgenden Nutzen zu erfragen. Ein sauberer Strand an der Nordsee würde demnach bedeuten, dass 0,1 t Abfall pro 100 m Küstenlinie bzw. die 1.058 t/a an angeschwemmtem Abfall vermieden werden würden. Die erfragten monetären Werte spiegeln folglich die Zahlungsbereitschaft zur Vermeidung von dieser Menge an Abfall wider. Zur rechnerischen Vorgehensweise vgl. Anwendungsbeispiel „Erholung“. Wie bereits beschrieben, liegen nur sehr wenige, punktuelle und zum Teil abgeschätzte Daten zu Eintragsmengen und Art sowie Dauer des Verbleibs von marinem Abfall vor. Während sich mit Hilfe dieser Daten knapp 1.000 t Strandabfall pro Jahr an der Nordseeküste ergeben, geht OSPAR (1995) von 3.000 t Strandabfall pro Jahr an der Nordseeküste aus. Die hier getroffenen Annahmen sind daher als erste Näherung zu sehen, die mit besserem Kenntnisstand nochmals überprüft werden müssen.

Tabelle 20: Monetäre Werte einer Reduzierung von Abfällen im Meer und an Stränden.

TEV-Komponenten	Sektoren	Bewertungsgegenstand	Systemgrenzen	Bewertungs-ansatz	Originalwert	Ergebniswert [EUR_{2010}]	Autor(en)
Direkte Gebrauchswerte (konsumtiv)	Fischerei	Abfälle in und aus dem Meer, Ölverschmutzung	Großbritannien, z. T. Dänemark, Norwegen, Schweden, Deutschland	Schadens-kosten	6.000 – 30.000 GBP_{1998}/ Boot*Jahr	4- 20/Boot *Jahr und t schwimmendem Abfall vermieden 0,5-2/Boot*Jahr und t Gesamtabfall vermieden	Hall (2000)
		Abfälle in und aus dem Meer	Nordostatlantik		2.930 – 19.165 EUR_{2008}/Boot*Jahr	1 - 9/Boot *Jahr und t schwimmendem Abfall vermieden 0,2-1/Boot*Jahr und t Gesamtabfall vermieden	Mouat et al. (2010)
	Aquakultur	Abfälle in und aus dem Meer, Ölverschmutzung	Großbritannien, z. T. Dänemark, Norwegen, Schweden, Deutschland		150 GBP_{1998}/Farm*Jahr	0,4/Farm *Jahr und t schwimmendem Abfall vermieden 0,01/Farm*Jahr und t Gesamtabfall vermieden	Hall (2000)
		Abfälle in und aus dem Meer	Nordostatlantik		580 EUR_{2008}/Farm*Jahr	1/Farm * Jahr und t schwimmendem Abfall vermieden 0,05/Farm*Jahr und t Gesamtabfall vermieden	Mouat et al. (2010)
	Sportangeln	Freizeitfischerei	Dänemark, Finnland, Island, Norwegen, Schweden	CV	57- 140 USD_{1999}/Sport-angler*Jahr	0,0002 - 0,0005/Sportangler*Jahr und t Gesamtabfall vermieden	Toivonen et al. (2004)

TEV-Komponenten	Sektoren	Bewertungsgegenstand	Systemgrenzen	Bewertungs-ansatz	Originalwert	Ergebniswert [EUR_{2010}]	Autor(en)
Direkte Gebrauchswerte (nicht konsumtiv)	Erholung (Tourismus)	Abfälle an Stränden	Halbinsel vor Kapstadt (Südafrika)	Reisekosten	15,6 ZAR_{1996} [89] /Besucher	0,04[90]/ Besucher*Jahr und t Strandabfall vermieden 0,006/Besucher*Jahr und t Gesamtabfall vermieden	Ballance, A., Ryan, P.G. and Turpie, J.K. (2000)
		Abfälle an Stränden	New Jersey, North Carolina (USA)	CV	21,4 – 72,2 USD_{1992}/ Besucher*Jahr	0,04 – 0,1/ Besucher*Jahr und t Strandabfall vermieden 0,005-0,02/Besucher*Jahr und t Gesamtabfall vermieden	Smith et al. (1997)
		Abfälle an Stränden	New Jersey, North Carolina (USA)	CV	160,5 USD_{1992}/ Besucher*Jahr	0,3/ Besucher*Jahr und t Strandabfall vermieden 0,04/Besucher*Jahr und t Gesamtabfall vermieden	Zhang (1995)
		Abfälle in und aus dem Meer, Ölverschmutzung	Deutschland	Reinigungs-kosten	39 GBP_{1998}/t Strandabfall* Jahr	75/Jahr und t Strandabfall vermieden 11/Jahr und t Gesamtabfall vermieden	Hall (2000)
	Häfen	Abfälle in und aus dem Meer, Ölverschmutzung	Großbritannien, z. T. Dänemark, Norwegen, Schweden, Deutschland	Schadens-kosten	17.548[91] GBP_{1998}/ Hafen*Jahr	46/Hafen*Jahr und t schwimmendem Abfall vermieden 1,4/Hafen*Jahr und t Gesamtabfall vermieden	Hall (2000)

[89] Nur 44% der Anwohner sind bereit, 35,50 ZAR_{1996} zu zahlen, d.h. hochgerechnet ergeben sich 15,62 ZAR_{1996} pro Besucher

[90] Es wird angenommen, dass pro Jahr 5 Strandbesuche durchgeführt werden.

[91] 280 GBP_{1998} pro Taucheinsatz für 182 Vorfälle in 20 Häfen 1998 + 15.000 GBP_{1998} pro Hafen und Jahr

TEV-Komponenten	Sektoren	Bewertungsgegenstand	Systemgrenzen	Bewertungs-ansatz	Originalwert	Ergebniswert [EUR_{2010}]	Autor(en)
		Abfälle in und aus dem Meer	Nordostatlantik		8.034 – 61.013 EUR_{2008}/ Hafen*Jahr	14-110/Hafen*Jahr und t schwimmendem Abfall vermieden 0,4-3,3/Hafen*Jahr und t Gesamtabfall vermieden	Mouat et al. (2010)
	Schifffahrt (Sicherheit)	Abfälle in und aus dem Meer, Ölverschmutzung	Großbritannien, z. T. Dänemark, Norwegen, Schweden, Deutschland	Schadens-kosten	4.500 GBP_{1998} [92]/ Rettungseinsatz * Jahr	3/Schiff *Jahr und t schwimmendem Abfall vermieden 0,4/Schiff*Jahr und t Gesamtabfall vermieden	Hall (2000)
		Abfälle in und aus dem Meer	Nordostatlantik		2.200 – 5.800 GBP_{2008}/ Rettungseinsatz *Jahr	1-3/Schiff *Jahr und t schwimmendem Abfall vermieden 0,1-0,4/Schiff*Jahr und t Gesamtabfall vermieden	Mouat et al. (2010)
	Industrie und Kraftwerke	Abfälle in und aus dem Meer, Ölverschmutzung	Großbritannien, z. T. Dänemark, Norwegen, Schweden, Deutschland	Schadens-kosten	2.800 – 50.000 GBP_{1998}/ Kraftwerk*Jahr	7 – 132/ Kraftwerk*Jahr und t schwimmendem Abfall vermieden 0,2-4/Kraftwerk*Jahr und t Gesamtabfall vermieden	Hall (2000)
		Abfälle in und aus dem Meer	Nordostatlantik		132 – 826 EUR_{2008}/ Anlage*Jahr	0,2-1,5/Anlage*Jahr und t schwimmendem Abfallvermieden 0,01-0,04/Anlage*Jahr und t	Mouat et al. (2010)

[92] 900.000 GBP_{1998} für 200 Rettungseinsätze jährlich

TEV-Komponenten	Sektoren	Bewertungsgegenstand	Systemgrenzen	Bewertungs-ansatz	Originalwert	Ergebniswert [EUR_{2010}]	Autor(en)
						Gesamtabfall vermieden	
Indirekte Gebrauchswerte	Gesundheit	Keine monetären Werte vorhanden					
	Landwirtschaft	Abfälle in und aus dem Meer, Ölverschmutzung	Großbritannien, z. T. Dänemark, Norwegen, Schweden, Deutschland	Schadenskosten	400 GBP_{1998}/ Betrieb*Jahr	3/ Betrieb*Jahr und t verwehtem Abfall vermieden 0,09/Betrieb*Jahr und t Gesamtabfall vermieden	Hall (2000)
		Abfälle in und aus dem Meer	Nordostatlantik		841 EUR_{2008}/ Betrieb*Jahr	4,3/ Betrieb*Jahr und t verwehtem Abfall vermieden 0,1/Betrieb*Jahr und t Gesamtabfall vermieden	Mouat et al. (2010)
Optionswerte		Abfälle an Stränden	New Jersey, North Carolina (USA)	CV	112 USD_{1992}/ Person*Jahr	0,2/Person*Jahr und t Strandabfall vermieden 0,03/Person*Jahr und t Gesamtabfall vermieden	Zhang (1995)
Nicht-Gebrauchswerte		Abfälle an Stränden	New Jersey, North Carolina (USA)	CV	65 USD_{1992}/ Person*Jahr	0,1/Person*Jahr und t Strandabfallvermieden [93] 0,02/Person*Jahr und t Gesamtabfall vermieden	Zhang (1995)

[93] In (Zhang, 1995) wurden Strandnutzer und Nicht-Strandnutzer befragt, was sie bereit wären für ein der Öffentlichkeit nicht zugängliches Forschungsnaturschutzgebiet zu zahlen. Es wird angenommen, dass diese Gruppe die Nichtgebrauchswerte repräsentiert, da diese Art von Stränden für sie nicht nutzbar ist.

Eine zusammenfassende Darstellung der somit ermittelten durchschnittlichen Ergebniswerte gibt Tabelle 21 wider.

Tabelle 21: Zusammenfassung: Ergebniswerte einer Reduzierung von Abfällen im Meer und an Stränden.

TEV-Komponenten	Sektoren	Durchschnittliche Ergebniswerte [EUR_{2010}]
Direkte Gebrauchswerte (konsumtiv)	Fischerei	8,3/Boot *Jahr und t schwimmendem Abfall vermieden 1/Boot *Jahr und t Gesamtabfall vermieden
	Aquakultur	0,7/Farm *Jahr und t schwimmendem Abfall vermieden 0,03/Farm *Jahr und t Gesamtabfall vermieden
	Sportangeln	0,0003/Sportangler*Jahr und t Gesamtabfall vermieden
	Erholung (Tourismus)	0,1/ Besucher*Jahr und t Strandabfall vermieden 75/Jahr und t Strandabfall vermieden (Reinigungskosten) 0,02/ Besucher*Jahr und t Gesamtabfall vermieden 11/Jahr und t Gesamtabfall vermieden (Reinigungskosten)
	Häfen	57/Hafen*Jahr und t schwimmendem Abfall vermieden 1,7/Hafen *Jahr und t Gesamtabfall vermieden
	Schifffahrt (Sicherheit)	2,4/Schiff *Jahr und t schwimmendem Abfall vermieden 0,3/Schiff *Jahr und t Gesamtabfall vermieden
	Industrie und Kraftwerke	35/ Kraftwerk*Jahr und t schwimmendem Abfall vermieden 1/Kraftwerk *Jahr und t Gesamtabfall vermieden
Indirekte Gebrauchswerte	Gesundheit	Keine Bewertungsstudien vorhanden
	Landwirtschaft	3,6/Betrieb*Jahr und t verwehtem Abfall vermieden 0,1/Betrieb*Jahr und t Gesamtabfall vermieden
Optionswerte		0,2/Person*Jahr und t Strandabfall vermieden 0,03/Person*Jahr und t Gesamtabfall vermieden
Nicht-Gebrauchswerte		0,1/Person*Jahr und t Strandabfallvermieden 0,02/Person*Jahr und t Gesamtabfall vermieden

IV.3.8 Interferenzen mit hydrologischen Prozessen - Veränderung des Temperaturprofils

Interferenzen mit hydrologischen Prozessen umfassen (meist lokale) Veränderungen von physikalischen und chemischen Eigenschaften der Meeresumwelt wie Wassertemperatur oder Salinität, Gezeitenregime, Sediment- und Süßwassertransport, Strömungs- und Wellenregime und Wassertrübung (EUKOM, 2011). Verursacht werden diese Veränderungen durch Landgewinnungs- und Küstenschutzmaßnahmen, Wasserstraßenausbau sowie Bauwerke und andere technische Konstruktionen (Hafenanlagen, Kraftwerke, Meerwasserentsalzungs-anlagen, Brücken).

Eine Reduzierung der Interferenzen mit hydrologischen Prozessen (z.B. durch Rückbau) reduziert diverse (meist lokale) Veränderungen von physikalischen und chemischen Parametern wie Wassertemperatur, Salinität, Gezeitenregime, Sediment- und Süßwassertransport, Strömungs- und Wellenregime und Wassertrübung. So verringern sich Veränderungen lokaler Lebensgemeinschaften des Meeresbodens und Freiwassers (auch durch die Verringerung der Wahrscheinlichkeit der Ansiedelungen nicht-einheimischer Arten, die von veränderten physikalischen und chemischen Bedingungen, z.B. erhöhter Temperatur, veränderter Salinität, profitieren würden). In der Folge können (insb. bei der Reduzierung lokal begrenzter Interferenzen) sich Diversität, Nahrungsnetze, Energieflüsse und Materialzyklen am Ort des Eingriffs und (durch Veränderung der Stoffflüsse und Strömungsverhältnisse) auch in der Nachbarschaft des Eingriffs normalisieren (Smaal & Nienhuis, 1992; Bartholomä & Flemming, 1996; Lozán et al., 2003; Schuchardt & Scholle, 2010).

Da in der MSRL lokale Veränderungen des Temperatur- und des Salinitätsprofils durch Interferenzen mit hydrologischen Prozessen besonders herausgestellt sind, werden diese im Folgenden getrennt betrachtet.

Meeresökologische Wirkungszusammenhänge

Veränderungen des Temperaturprofils können kleinräumig insbesondere durch die Einleitung von Kühlwasser aus Kraftwerken verursacht werden. Auf die Auswirkungen einer langfristigen Erwärmung der Meere auf Grund des globalen Klimawandels wird hier nicht weiter eingegangen, da dies für die KNA von Belastungsreduzierungsmaßnahmen im Rahmen der MSRL nicht relevant ist.

Die Reduzierung der Veränderung des Temperaturregimes kann lokale Änderungen der Lebensgemeinschaften des Meeresbodens und Freiwassers verringern, u.a. auch durch die Verringerung der Wahrscheinlichkeit der Ansiedelungen nicht-einheimischer Arten, die von erhöhten Temperaturen profitieren würden.

Relevanz der Belastung[94]:	*Nordsee*: gering
	Ostsee: gering
Wirkungszeit:	*Nord- und Ostsee*: Kurzfristig (Wochen)
Wirkungsraum:	Kleinräumig/lokal
Evidenz/Konfidenz der beschriebenen Erkenntnisse:	Gering
Wechselwirkungen (Wirkungen auf andere Belastungen):	*Nicht-einheimische Arten*: Durch Verbesserung der Umweltbedingungen für nicht-einheimische Arten

Nutzen der Belastungsreduzierung (Mengengerüst)

Kleinräumige geringe Veränderungen des Temperaturprofils werden wahrscheinlich keine Auswirkungen auf den Nutzen haben. Sollte es zu großräumigen massiven Veränderungen kommen, also z.B. zu einem massiven Anstieg der Temperatur des Meerwassers, so könnte eine Reduzierung dieser Belastung durchaus Nutzeneffekte haben. So würden die Bestände von Fischen und anderen Meerestieren steigen oder weniger stark sinken, was sich positiv auf den direkten konsumtiven Gebrauchswert und den Optionswert auswirken würde.

Darüber hinaus ergäbe sich ein positiver Effekt für die Gesellschaft. Existenz-, Vererbungs- und altruistische Werte ergeben sich zum einen durch das Wissen um die (fortdauernde) Existenz einzelner Arten, aber auch aufgrund der (fortdauernden) Existenz eines nicht oder möglichst wenig gestörten Ökosystems.

Tabelle 22: Nutzen einer Reduzierung der Veränderung des Temperaturprofils.

	Gebrauchswerte				Nicht-Gebrauchswerte		
Komponenten des TEV	Direkter Gebrauchswert (konsumtiv)	Direkter Gebrauchswert (nicht konsumtiv)	Indirekter Gebrauchswert	Optionswert	Existenzwert	Altruistischer Wert	Vererbungswert
Sektor	(Fischerei) (Sportangeln) (Aquakultur)			Gesellschaft (Fischerei) (Sportangeln) (Aquakultur)	Gesellschaft		

Negative Nutzenänderungen können in folgenden Sektoren auftreten:

[94] Die folgende Darstellung basiert auf eigenen Einschätzungen (GEOMAR). Auf den hier erarbeiteten methodischen Grundlagen basierende Kosten-Nutzen Analysen sollten die Bewertungen der ökol. Anfangsbewertung als Referenz für Einschätzungen der Relevanz sowie der Wirkungszeit und des Wirkungsraums heranziehen.

- Industrie

Wirkungspfade:

Veränderungen des Temperaturprofils → Biodiversitätsverluste → Veränderung des Nutzens für

- die Gesellschaft
- evtl. für Fischerei, Sportangeln und Aquakulturen.

Da es sich meist um kleinräumig bis lokale Auswirkungen handelt und Nutzeneffekte nur bei großräumigen massiven Belastungen zu erwarten sind, wird **keiner** der Wirkungspfade als relevant erachtet. Relevant sind hingegen die (großflächigen) Veränderungen des Temperaturprofils, die sich durch den anthropogen verursachten Klimawandel ergeben werden. Diese werden hier allerdings nicht weiter betrachtet.

Möglichkeiten der Monetarisierung

Wie oben beschrieben, lassen sich die vorgeschlagenen monetären Werte in vier verschiedene Kategorien einteilen:

a) Marktpreise oder Zahlungsbereitschaftsstudien für die deutsche Nord- und Ostsee,

b) Studien für andere Gebiete, die über benefit transfer auf deutsche Verhältnisse übertragen werden,

c) Vermeidungs- oder Wiederherstellungskosten oder

d) qualitative Beschreibung.

Zahlungsbereitschaftsstudien zu diesem Thema liegen bisher nicht vor. Wie oben beschrieben, wird der hier betrachtete Wirkungspfad als nicht relevant erachtet. Es erfolgt daher eine qualitative Beschreibung der Vorgehensweise (Kategorie d)).

Zur Herleitung monetärer Werte (Zahlungsbereitschaften, Wiederherstellungskosten o.ä.) müssten die jeweiligen lokalen oder regionalen Auswirkungen einer Änderung des Temperaturprofils auf das jeweilige Ökosystem bekannt sein. Lokal könnten bspw. Fischer oder Sportangler befragt werden, was sie bereit wären zu zahlen, damit ein Kraftwerk sein Kühlwasser nicht einleitet und damit das lokale Ökosystem und seine Fischpopulation nicht stört.

IV.3.9 Interferenzen mit hydrologischen Prozessen - Veränderung des Salinitätsprofils

Meeresökologische Wirkungszusammenhänge

Veränderungen des Salinitätsprofils können lokal insbesondere durch die Einleitung von Salzlauge aus Kalibergbau oder Meerwasserentsalzungsanlagen (Frerk, 2005) oder durch massive bauliche Veränderungen der Hydrographie an Flussmündungen/Ästuaren (Smaal & Nienhuis, 1992) verursacht werden.

Die Reduzierung der Veränderung des Salinitätsregimes kann lokale Änderungen der Lebensgemeinschaften des Meeresbodens und Freiwassers verringern, u.a. auch durch die Verringerung der Wahrscheinlichkeit der Ansiedelungen nicht-einheimischer Arten, die von veränderten Salinitäten profitieren würden.

Relevanz der Belastung[95]:	*Nordsee*: gering
	Ostsee: gering
Wirkungszeit:	*Nord- und Ostsee*: Kurzfristig (Wochen)
Wirkungsraum:	Lokal
Evidenz/Konfidenz der beschriebenen Erkenntnisse:	Gering
Wechselwirkungen (Wirkungen auf andere Belastungen):	*Nicht-einheimische Arten*: Durch Verbesserung der Umweltbedingungen für nicht-einheimische Arten

Nutzen der Belastungsreduzierung (Mengengerüst)

Eine Reduzierung der Veränderung des Salinitätsprofils wird wahrscheinlich nur geringe und lokal sehr begrenzte Effekte haben. Daher sind Auswirkungen auf den Nutzen unwahrscheinlich bzw. nicht absehbar.

Eine Beeinflussung der Nicht-Gebrauchswerte ist möglich, falls sich durch die Veränderung des Salinitätsprofils Änderungen der Lebensgemeinschaften des Meeresbodens und Freiwassers ergeben.

[95] Die folgende Darstellung basiert auf eigenen Einschätzungen (GEOMAR). Auf den hier erarbeiteten methodischen Grundlagen basierende Kosten-Nutzen Analysen sollten die Bewertungen der ökol. Anfangsbewertung als Referenz für Einschätzungen der Relevanz sowie der Wirkungszeit und des Wirkungsraums heranziehen.

Tabelle 23: Nutzen einer Reduzierung der Veränderung des Salinitätsprofils.

	Gebrauchswerte				Nicht-Gebrauchswerte		
Komponenten des TEV	Direkter Gebrauchswert (konsumtiv)	Direkter Gebrauchswert (nicht konsumtiv)	Indirekter Gebrauchswert	Optionswert	Existenzwert	Altruistischer Wert	Vererbungswert
Sektor	-	-	-	Gesellschaft	Gesellschaft		

Negative Nutzenänderungen können in folgenden Sektoren auftreten:[96]

- Industrie
- Landgewinnung und Küstenschutz
- Kalibergbau

Wirkungspfade:

Veränderungen des Salinitätsprofils → Biodiversitätsverluste → Veränderung des Nutzens für

- die Gesellschaft
- evtl. für Fischerei, Sportangeln und Aquakulturen.

Da es sich meist um kleinräumig bis lokale Auswirkungen handelt und Nutzeneffekte nur bei großräumigen massiven Belastungen zu erwarten sind, wird **keiner** der Wirkungspfade als relevant erachtet.

Möglichkeiten der Monetarisierung

Wie oben beschrieben, lassen sich die vorgeschlagenen monetären Werte in vier verschiedene Kategorien einteilen:

a) Marktpreise oder Zahlungsbereitschaftsstudien für die deutsche Nord- und Ostsee,

b) Studien für andere Gebiete, die über benefit transfer auf deutsche Verhältnisse übertragen werden,

c) Vermeidungs- oder Wiederherstellungskosten oder

d) qualitative Beschreibung.

Zahlungsbereitschaftsstudien zu diesem Thema liegen bisher nicht vor. Wie oben beschrieben, wird der hier betrachtet Wirkungspfad als nicht relevant erachtet. Es erfolgt daher eine qualitative Beschreibung der Vorgehensweise (Kategorie d)).

[96] Die folgende Auflistung basiert auf Marggraf et al., 2011. Dort werden Auswirkungen der Meeresnutzung beschrieben.

Zur Herleitung monetärer Werte (Zahlungsbereitschaften, Wiederherstellungskosten o.ä.) müssten die jeweiligen lokalen oder regionalen Auswirkungen einer Änderung des Salinitätsprofils auf das jeweilige Ökosystem bekannt sein. Lokal könnten bspw. Fischer oder Sportangler befragt werden, was sie bereit wären zu zahlen, damit eine Umbaumaßnahme nicht stattfindet, die zu Störungen des lokalen Ökosystems und seiner Fischpopulation führen würde.

IV.3.10 Kontamination durch gefährliche Stoffe: Auswirkungen einer Reduzierung des Eintrags synthetischer Verbindungen, nicht-synthetischer Stoffe und Verbindungen sowie von Radionukliden

Meeresökologische Wirkungszusammenhänge

In diesem Abschnitt wird der ungeplante/unbeabsichtigte und/oder rechtswidrige Eintrag gefährlicher Stoffe und Verbindungen in die Meeresumwelt behandelt. Die erlaubte systematische und/oder absichtliche Freisetzung von gefährlichen und anderen Stoffen wird in Abschnitt 3.11 behandelt (siehe zur Erläuterung auch Kapitel 3.1).

Als synthetische Schadstoffe werden polare organische Stoffe (z.B. Hexachlorcyclohexan-Isomere (α-HCH, β-HCH und γ-HCH)), unpolare organische Stoffe (Hexachlorbenzol, Polychlorierte Biphenyle, DDT-Gruppe, weitere Pflanzenschutzmittel und Biozide, Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (HCB, PCB, DDT, PAK) und zinnorganische Verbindungen (TBT) betrachtet (vgl. auch Anhang IX, 2000/60/EG). Nicht-synthetische Schadstoffe sind Erdöl-Kohlenwasserstoffe[97] (Aliphaten, Alkane) und (Schwer-) Metalle (wie Cadmium, Kupfer, Nickel, Blei, Quecksilber, Zinn). (Künstliche) langlebige Radionuklide sind Cäsium-137 und Cäsium-134, Strontium-90, Tritium, Plutonium-238, Plutonium-239+240, Americum-241 und Technetium-99 (BSH, 2008a; BSH, 2008b; Law et al., 2010; EUKOM, 2011). Ursache für den Eintrag der Schadstoffe sind insbesondere die Einleitung von Abwässern, diffuse Landeinträge, Zustrom aus Vorflutern und über das Grundwasser aus landwirtschaftlich genutzten Gebieten, Schifffahrt, der Abbau und Transport von Erdöl und Erdgas sowie Einträge aus der Atmosphäre. Quellen für Radionuklide sind der globale Fallout aus atmosphärischen Kernwaffentests der 50er und 60er Jahre, Ableitungen aus Wiederaufbereitungsanlagen (für die Nordsee relevant: Sellafield (UK) und La Hague (F)), Fallout aus dem Reaktorunfall von Tschernobyl 1986 und Ableitungen aus kerntechnischen Einrichtungen wie Kernkraftwerken und Forschungsreaktoren.

Als direkter Effekt einer Verringerung des Eintrags von Schadstoffen verringert sich die Belastung des Meerwassers mit gefährlichen synthetischen und nicht-synthetischen Stoffen und Verbindungen sowie mit Radionukliden. In der Folge verringert sich die Anreicherung der Schadstoffe im Sediment, die direkte Aufnahme durch Organismen und die Anreicherung entlang von Nahrungsketten. Die schädigenden Wirkungen der jeweiligen Schadstoffe (toxisch, mutagen, hormonaktiv, etc.) sind hoch spezifisch sowohl für die Schadstoffe als auch für die belasteten Organismen und werden hier nicht im Einzelnen betrachtet. Eine verringerte Belastung mit Schadstoffen kann in der Folge das

[97] Teerklumpen („tar balls“) sollen laut MSRL “Task Group contaminants and pollution” als „marine litter“ betrachtet werden, da ihr Schaden vorwiegend ästhetischer Natur sei (Law et al 2010).

spezifische Erkrankungs- oder Tötungsrisiko von Meerestieren verringern und positive Auswirkungen auf das Fortpflanzungspotential betroffener Tiere haben (Hartwig et al., 1990; von Westernhagen, 1990; Alzieu, 2000; Lozán et al., 2003; EC, 2006; BSH, 2008a; Marencic und de Vlas, 2010; Swartenbroux et al., 2010).

Relevanz der Belastung[98]:	*Nordsee*: mittel
	Ostsee: mittel
Wirkungszeit:	*Nord- und Ostsee*: Mittelfristig (Jahre, z.B. für abbaubare Kohlenwasserstoffe) bis langfristig (Jahrzehnte bis Jahrhunderte, für persistente Schadstoffe wie PCB, DDT, TBT, Metalle und Metallverbindungen, Radionuklide)
Wirkungsraum:	Regional
Evidenz/Konfidenz der beschriebenen Erkenntnisse:	Hoch
Wechselwirkungen (Wirkungen auf andere Belastungen):	*Selektive Entnahme*: durch Belastungen der Zielarten mit Schadstoffen

Nutzen der Belastungsreduzierung (Mengengerüst)

Eine Reduzierung der Kontamination des Meeres mit gefährlichen Stoffen beeinflusst den direkten, konsumtiven Gebrauchswert für die kommerzielle Fischerei, das Sportangeln und Aquakultur positiv, da die potentiell nutzbaren, d.h. nicht kontaminierten Bestände von Fischen und anderen Arten, steigen. Direkte, nicht-konsumtive Gebrauchswerte im Bereich Tourismus und Erholung werden positiv beeinflusst, falls durch eine sinkende Kontamination z.B. vormals (häufig) gesperrte Strände und Gewässer wieder für das Baden und sonstige Aktivitäten freigegeben werden. Insbesondere die Kontamination von Meeresgebieten und Stränden mit Öl kann zu hohen Einbußen bei Tourismuseinnahmen und Erholungswerten aber auch bei der Fischerei führen (Marggraf et al., 2011). Diese Effekte werden durch eine Reduzierung der Kontamination verhindert oder vermindert.

Ein Anstieg der indirekten Gebrauchswerte ergibt sich durch ein geringeres Gesundheitsrisiko durch das Baden in kontaminierten Gewässern oder den Konsum von kontaminierten Meerestieren (Barton et al., 2010).

Darüber hinaus ergeben sich auch positive Auswirkungen auf den Optionswert und die Nicht-Gebrauchswerte. Eine geringere Belastung mit gefährlichen Stoffen verbessert die Möglichkeit einer zukünftigen Nutzung des Ökosystems Meer durch eine geringere Beeinträchtigung der Artenzusammensetzung und des Fortpflanzungspotentials der Tiere (Optionswert). Nicht-Gebrauchswerte (Existenzwerte, Vererbungswerte und altruistische

[98] Die folgende Darstellung basiert auf eigenen Einschätzungen (GEOMAR). Auf den hier erarbeiteten methodischen Grundlagen basierende Kosten-Nutzen Analysen sollten die Bewertungen der ökol. Anfangsbewertung als Referenz für Einschätzungen der Relevanz sowie der Wirkungszeit und des Wirkungsraums heranziehen.

Werte) werden durch das Wissen um die (fortdauernde) Existenz einzelner Arten und eines nicht oder möglichst wenig gestörten Ökosystems positiv beeinflusst.

Tabelle 24: Nutzen einer Reduzierung der Kontamination durch gefährliche Stoffe

	Gebrauchswerte				Nicht-Gebrauchswerte		
Komponenten des TEV	Direkter Gebrauchswert (konsumtiv)	Direkter Gebrauchswert (nicht konsumtiv)	Indirekter Gebrauchswert	Optionswert	Existenzwert	Altruistischer Wert	Vererbungswert
Sektor	Fischerei Sportangeln Aquakultur	Tourismus Erholung	Gesundheit	Fischerei Sportangeln Aquakultur Tourismus Erholung Gesundheit Gesellschaft	Gesellschaft		

Negative Nutzenänderungen können in folgenden Sektoren auftreten:[99]

- Schifffahrt
- Industrie
- Meerestechnik (Offshore-Windenergie, Offshore-Förderung von Öl und Gas, marine Rohstoffgewinnung, Unterwasserkabel und -leitungen)
- Militärische Nutzung

Allgemeine Wirkungspfade

Kontamination durch gefährliche Stoffe → Biodiversitätsverluste → Veränderung des Nutzens für

- Fischerei, Sportangeln, Aquakultur
- die Gesellschaft

Kontamination durch gefährliche Stoffe → Gesundheitsschäden→ Veränderung des Nutzens für Tourismus, Erholung, Gesundheit.

Kontamination durch Öl (aus Unfällen) → Strandverschmutzung → Veränderung des Nutzens für Tourismus, Erholung.

Alle allgemeinen Wirkungspfade werden als **relevant** erachtet.

[99] Die folgende Auflistung basiert auf Marggraf et al., 2011. Dort werden Auswirkungen der Meeresnutzung beschrieben.

Möglichkeiten der Monetarisierung

Wie oben beschrieben, lassen sich die vorgeschlagenen monetären Werte in vier verschiedene Kategorien einteilen:

a) Marktpreise oder Zahlungsbereitschaftsstudien für die deutsche Nord- und Ostsee,

b) Studien für andere Gebiete, die über benefit transfer auf deutsche Verhältnisse übertragen werden,

c) Vermeidungs- oder Wiederherstellungskosten oder

d) qualitative Beschreibung.

Für die vorliegende Belastung werden je nach Schadstoff unterschiedliche Ansätze zur Monetarisierung verfolgt, Für Ölunfälle liegen sowohl (nicht-deutsche) Zahlungsbereitschaftsstudien als auch Schadenskostenanalysen vor, hier kann Kategorie b) und c) verfolgt werden. Für andere Schadstoffe liegen keine Zahlungsbereitschaftsstudien vor, hier wird Kategorie c) verfolgt, um für Options- und Nichtgebrauchswerte und Gesundheitsschäden einen Zusammenhang zur Belastungsreduktion bzw. zur Umwelteinwirkung herstellen zu können.

Direkte Gebrauchswerte (Fischerei, Erholung und Tourismus)

Franzén et al. (2006) ermittelten Reinigungskosten für Ölverschmutzung im Skagerrak zwischen 6.963 SEK_{1999} /t für kleinere Verschmutzungen (135 Vorfälle im Jahr mit je 1 Tonne Ölaustritt), 7.346 SEK_{1999} /t für große Verschmutzungen (50.000 t Schweröl) und 114.124 SEK_{1999} /t für mittlere Verschmutzungen (400 t Schweröl). Von diesem Wert kann rechnerisch auf den hier verwendeten Ergebniswert wie folgt geschlossen werden:

Rechenschritt 2 (s. Kapitel 2.2): Nach einer Anpassung des Preisniveaus auf Deutschland im Jahr 2010 ergeben sich Schadensverringerungskosten zwischen 750 $Euro_{2010}$ je Tonne Öl für kleinere Verschmutzungen (135 Vorfälle im Jahr mit je 1 Tonne Ölaustritt), 791 $Euro_{2010}$ je Tonne Öl für große Verschmutzungen (50.000 t Schweröl) und 12.292 $Euro_{2010}$ je Tonne Öl für mittlere Verschmutzungen (400 t Schweröl).

Rechenschritt 3 (Bezug zu einer angenommenen Belastungsreduktion, s. Kapitel 2.2): Der Bezug zur Belastungsreduktion wurde bereits in der Studie hergestellt.

Verschmutzungen durch PCB, PAK, Dioxine, Metalle und endokrine Substanzen wurden ebenfalls in Franzén et al. (2006) bewertet, aufbauend auf einer Studie von Magnussen und Bergland (1996), die Zahlungsbereitschaftsanalysen für den Grenlandfjord durchgeführt hatten. Ihr Ergebnis waren Werte von insgesamt 39-77 Mio. SEK_{1996} pro Jahr für eine Reduktion der Verschmutzung auf 0 und 27-70 Mio. SEK_{1996} pro Jahr für eine Minderung der Verschmutzung. Von diesen Werten kann rechnerisch auf die hier verwendeten Ergebniswerte wie folgt geschlossen werden:

Rechenschritt 2 (s. Kapitel 2.2): Nach einer Anpassung des Einkommens- und Preisniveaus auf Deutschland im Jahr 2010 ergeben sich Zahlungsbereitschaftswerte von 5,5-10,6 Mio. $Euro_{2010}$ pro Jahr für eine Reduktion der Verschmutzung auf 0 und 3,8-9,9 Mio. $Euro_{2010}$ pro Jahr für eine Minderung der Verschmutzung.

Rechenschritt 3 (Bezug zu einer angenommenen Belastungsreduktion, s. Kapitel 2.2): Der Bezug zur Belastungsreduktion kann nicht hergestellt werden, da genauere Angaben zum Umweltzustand vor der Minderung fehlen.

In der Kontingentbewertungsstudie von Bjørkeslett und Lilleby (2006) wurde die Zahlungsbereitschaft unter der lokalen Bevölkerung für die Reinigung industriell verschmutzter Sedimente (Schwermetalle und andere toxische Substanzen) im Grenlandfjord erhoben. Die Zahlungsbereitschaft für eine Reduktion der Verschmutzung belief sich im Mittel auf 1.464 NOK_{2005} pro Jahr und Haushalt. Von diesen Werten kann rechnerisch auf die hier verwendeten Ergebniswerte wie folgt geschlossen werden:

Rechenschritt 2 (s. Kapitel 2.2): Nach einer Anpassung des Einkommens- und Preisniveaus auf Deutschland im Jahr 2010 ergeben sich Zahlungsbereitschaftswerte von 153 $Euro_{2010}$ pro Haushalt und Jahr für Reduktion der Verschmutzung durch Schwermetalle und andere toxische Substanzen.

Rechenschritt 3 (Bezug zu einer angenommenen Belastungsreduktion, s. Kapitel 2.2): Der Bezug zur Belastungsreduktion kann nicht hergestellt werden, da genauere Angaben zum Umweltzustand vor und nach der Minderung fehlen.

Die Studie von King (1995) bestimmte den ökonomischen Wert von Stränden des Erholungsorts Eastbourne am Englischen Kanal, die von Touristen und Tagestouristen zur Erholung genutzt werden und dauerhaft nicht mehr von Öl verschmutzt sind. Die mittlere Zahlungsbereitschaft für eine dauerhafte Abwesenheit von Öl betrug 1,78 GBP_{1993} pro Person und Strandbesuch. Von diesem Wert kann rechnerisch auf den hier verwendeten Ergebniswert wie folgt geschlossen werden:

Rechenschritt 2 (s. Kapitel 2.2): Nach einer Anpassung des Einkommens- und Preisniveaus auf Deutschland im Jahr 2010 ergeben sich Zahlungsbereitschaftswerte von 4,53 $Euro_{2010}$ pro Person und Strandbesuch für die dauerhafte Abwesenheit von Öl.

Rechenschritt 3 (Bezug zu einer angenommenen Belastungsreduktion, s. Kapitel 2.2): Der Bezug zur Belastungsreduktion kann nicht hergestellt werden, da genauere Angaben zum Grad der potentiellen Ölverschmutzung fehlen.

Die Studie von Bergland (1994) beschäftigt sich mit der Schätzung der Zahlungsbereitschaft, Ölverschmutzung durch das Wrack der „Blücher“ im Oslofjord nahe des Ortes Drøbak (Norwegen) zu vermeiden. Die Ergebnisse zeigen eine mittlere Zahlungsbereitschaft pro Haushalt von 5665 NOK_{1994} für iterative Gebote[100] und 3467 NOK_{1994} für offene Gebote[101]. Von diesen Werten kann rechnerisch auf die hier verwendeten Ergebniswerte wie folgt geschlossen werden:

---

[100] Iterative Gebote: Eine Testperson wird gefragt, ob sie bereit ist, für ein Gut oder einen Service einen bestimmten vorgegebenen Preis zu bezahlen. Wenn die Person bejaht, wird gefragt, er/sie bereit wäre, einen bestimmten vorgegebenen höheren Preis zu bezahlen, etc., bis die Person bei einem bestimmten vorgegebenen Preis verneint.

[101] Offene Gebote: Eine Testperson wird gefragt, wie viel sie bereit ist, für ein Gut oder einen Service zu bezahlen, ohne einen konkreten Wert oder Bandbreite vorzugeben.

Rechenschritt 2 (s. Kapitel 2.2): Nach einer Anpassung des Einkommens- und Preisniveaus auf Deutschland im Jahr 2010 ergeben sich Zahlungsbereitschaftswerte von 893,51 $Euro_{2010}$ pro Haushalt für iterative Gebote und 546,52 $Euro_{2010}$ pro Haushalt für offene Gebote zur Vermeidung von Ölverschmutzung.

Rechenschritt 3 (Bezug zu einer angenommenen Belastungsreduktion, s. Kapitel 2.2): Der Bezug zur Belastungsreduktion kann nicht hergestellt werden, da genauere Angaben zum Grad der potentiellen Ölverschmutzung fehlen.

Sanctuary und Fejes (2006) stellten eine Zusammenfassung von Kostenabschätzungen für eine Reihe von Ölverschmutzungsunfällen auf. Die Studie umfasst Kostenabschätzungen für den Unfall der „Maltesian Alambra“ im Jahr 2000, wobei 300 Tonnen Schweröl austraten. Kostenabschätzungen für Schweden ergaben geschätzte Bereinigungskosten von 491.000 $Euro_{2008}$. Von diesen Werten kann rechnerisch auf die hier verwendeten Ergebniswerte wie folgt geschlossen werden:

Rechenschritt 1 (s. Kapitel 2.2): Die Kosten beziehen sich auf die Ölmenge von 300 Tonnen. Daraus ergeben sich Reinigungskosten pro Tonne Öl von 1.637 $Euro_{2008}$/t Öl.

Rechenschritt 2 (s. Kapitel 2.2): Nach einer Anpassung des Preisniveaus auf Deutschland im Jahr 2010 ergibt sich Reinigungskosten von 1.718,09 $Euro_{2010}$/t Öl.

Rechenschritt 3 (Bezug zu einer angenommenen Belastungsreduktion, s. Kapitel 2.2): Der Bezug zur Belastungsreduktion wurde bereits in der Studie hergestellt.

Liu et al. (2009) untersuchten die Zahlungsbereitschaft von Touristen an der Schleswig-Holsteinischen Küste für Aktivitäten gegen Ölverschmutzung. Es ergaben sich Zahlungsbereitschaften pro Haushalt von 0,105 $Euro_{2007}$/km² nicht verschmutzter Wasserfläche, 0,139 $Euro_{2007}$/km nicht verschmutztem Strand, 0,0008 $Euro_{2007}$/nicht verschmutzter Eiderente und 0,334 $Euro_{2007}$/t eingesammeltem Öl. Von diesen Werten kann rechnerisch auf die hier verwendeten Ergebniswerte wie folgt geschlossen werden:

Rechenschritt 2 (s. Kapitel 2.2): Nach einer Anpassung des Einkommens- und Preisniveaus auf Deutschland im Jahr 2010 ergeben sich Zahlungsbereitschaftswerte pro Haushalt von 0,11 $Euro_{2010}$/km² nicht verschmutzter Wasserfläche, 0,15 $Euro_{2010}$/km nicht verschmutztem Strand, 0,0009 $Euro_{2010}$/nicht verschmutzter Eiderente und 0,37 $Euro_{2010}$/t eingesammeltem Öl.

Rechenschritt 3 (Bezug zu einer angenommenen Belastungsreduktion, s. Kapitel 2.2): Der Bezug zur Belastungsreduktion kann nicht hergestellt werden, da genauere Angaben zum Grad der potentiellen Ölverschmutzung fehlen.

Forsman (2007) untersuchte auf Basis eines Szenarios, in dem über 30.000 Tonnen Öl austreten, die möglichen ökonomischen Folgen, die durch eine solche Ölverschmutzung an der Küste Stockholms (Schweden) verursacht werden könnten. Danach müsste die Tourismusbranche einen Umsatzverlust von 350 Millionen SEK_{2007} hinnehmen. Des Weiteren werden Verluste in der Fischerei (Fischfang sowie Industrie) in Höhe von 9 Millionen SEK_{2007} angenommen. Von diesen Werten kann rechnerisch auf die hier verwendeten Ergebniswerte wie folgt geschlossen werden:

Rechenschritt 1 (s. Kapitel 2.2): Die Kosten beziehen sich auf die Ölmenge von 30.000 Tonnen. Daraus ergeben sich Kosten pro Tonne Öl in Form von Umsatzverlusten in der

Tourismusbranche von 11.667 SEK_{2007}/t Öl und Kosten für den Ausfall in der Fischerei von 300 SEK_{2007}/t Öl.

Rechenschritt 2 (s. Kapitel 2.2): Nach einer Anpassung des Preisniveaus auf Deutschland im Jahr 2010 ergeben sich Kosten in Form von Umsatzverlusten in der Tourismusbranche von 1.124,11 $Euro_{2010}$/t Öl und Kosten für den Ausfall in der Fischerei von 28,91 $Euro_{2010}$/t Öl.

Rechenschritt 3 (Bezug zu einer angenommenen Belastungsreduktion, s. Kapitel 2.2): Der Bezug zur Belastungsreduktion wurde bereits in der Studie hergestellt.

Direkte Gebrauchswerte (Aquakultur) und Optionswerte

Für direkte Gebrauchswerte des Sektors Aquakultur sowie für Optionswerte – beides im Rahmen der Kontamination des Meeres durch Schadstoffe – liegen keine monetären Werte aus Zahlungsbereitschaften etc. vor.

Indirekte Gebrauchswerte (Gesundheit)

Gesundheitskosten aufgrund von Ölverschmutzung wurden in der Studie von Forsman (2007) abgeschätzt, es werden zusätzliche Gesundheitskosten von 15 Millionen SEK_{2007} angenommen.

Rechenschritt 1 (s. Kapitel 2.2): Die Kosten beziehen sich auf die Ölmenge von 30.000 Tonnen. Daraus ergeben sich zusätzliche Gesundheitskosten von 500 SEK_{2007}/t Öl.

Rechenschritt 2 (s. Kapitel 2.2): Nach einer Anpassung des Preisniveaus auf Deutschland im Jahr 2010 ergeben sich zusätzliche Gesundheitskosten von 48,18 $Euro_{2010}$/t Öl.

Rechenschritt 3 (Bezug zu einer angenommenen Belastungsreduktion, s. Kapitel 2.2): Der Bezug zur Belastungsreduktion wurde bereits in der Studie hergestellt.

In der Studie von Barton et al. (2010) sollte mit Hilfe des Kontingenten Bewertungsansatzes die jährliche Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung im Einzugsgebiet des Grenland Fjords (Norwegen) erfragt werden, um den Wert für die Sanierung, das heißt die Bereinigung durch mit Dioxinen aus einer Magnesium-Fabrik kontaminierten Sedimenten, zu ermitteln. Das Ergebnis der Studie ergab, dass knapp 67% der Befragten über eine positive Zahlungsbereitschaft verfügten (WTP>0). Insgesamt betrug die durchschnittliche jährliche Zahlungsbereitschaft im Jahre 2005 1.507 NOK_{2005} pro Haushalt über einen Zeitraum von 10 Jahren.

Rechenschritt 2 (s. Kapitel 2.2): Nach einer Anpassung des Einkommens- und Preisniveaus auf Deutschland im Jahr 2010 ergeben sich Zahlungsbereitschaftswerte von 157,62 $Euro_{2010}$ pro Haushalt und Jahr über 10 Jahre für die Sanierung der dioxin-belasteten Sedimente.

Rechenschritt 3 (Bezug zu einer angenommenen Belastungsreduktion, s. Kapitel 2.2): Der Bezug zur Belastungsreduktion kann nicht hergestellt werden, da genauere Angaben zum Grad der Kontamination durch Dioxine fehlen.

Spadaro und Rabl (2008) führten eine Studie durch, in der eine erste Abschätzung der global gemittelten Schadenskosten aufgrund von Quecksilber-Emissionen hergeleitet wird. Der globale Durchschnittswert der marginalen Schadenskosten je emittiertem kg

Quecksilber wurde mit etwa 1.500 USD_{2008}/kg (Annahmen eines Dosis-Grenzwertes von 6,7 µg/Tag Hg je Person) und 3.400 USD_{2008}/kg (ohne Grenzwert) beziffert. Von diesem Wert kann rechnerisch auf den hier verwendeten Ergebniswert wie folgt geschlossen werden:

Rechenschritt 1 (s. Kapitel 2.2): Zunächst wird der Durchschnitt (arithmetisches Mittel) aus den beiden marginalen Schadenskostenwerten mit und ohne Grenzwert gebildet und ergibt einen Wert von 2.450 USD_{2008}/kg Hg.

Rechenschritt 2 (s. Kapitel 2.2): Nach einer Anpassung des Einkommens- und Preisniveaus auf Deutschland im Jahr 2010 ergibt sich ein marginaler Schadenskostenwert von 2.120 $Euro_{2010}$ je emittiertem kg Quecksilber.

Rechenschritt 3 (Bezug zu einer angenommenen Belastungsreduktion, s. Kapitel 2.2): Der Bezug zur Belastungsreduktion wurde bereits in der Studie hergestellt.

Des Weiteren können Indikatoren aus dem ReciPe Lebenszyklusmodell für indirekte Gebrauchswerte abgeleitet werden.

Nicht-Gebrauchswerte

Carson et al. (2003) führten eine USA-weite Studie zur Zahlungsbereitschaft für verlorene passive Nutzungswerte bzw. Nicht-Nutzungs-/Existenzwerte durch Ölverschmutzung in Haushalten durch. Die Studie ergab mittlere Zahlungsbereitschaften für eine einmalige Steuererhöhung zur Finanzierung einer Schiffseskorte für Tanker, die eine solche Ölverschmutzung verhindern sollte, von 30,30 USD_{1990} pro Haushalt. Von diesen Werten kann rechnerisch auf den hier verwendeten Ergebniswert wie folgt geschlossen werden:

Rechenschritt 1 (s. Kapitel 2.2): Die Zahlungsbereitschaft für eine einmalige Steuererhöhung zur Finanzierung einer Schiffseskorte für Tanker, die eine solche Ölverschmutzung verhindern sollte, beziehen sich auf die Ölmenge, die bei dem „Exxon Valdez“ Unglück ausgetreten ist, also auf 11 Millionen U.S. Gallonen (Carson et al., 2003). Eine U.S. Gallone entspricht mit einem Umrechnungsfaktor von 3,785411784 Gallonen/Liter (Perry und Green, 2008) einem Volumen von 41.639.529,62 Liter. Mit einer durchschnittlichen Rohöl-Dichte von 0,883 kg/L (http://www.oekosystem-erde.de/html/energieeinheiten.html) kommt man auf eine Masse von 36.767.704,66 kg, was 36.778 t entspricht.

Rechenschritt 2 (s. Kapitel 2.2): Nach einer Anpassung des Einkommens- und Preisniveaus auf Deutschland im Jahr 2010 ergeben sich Zahlungsbereitschaftswerte von 1,60 $Euro_{2010}$ je vermiedenen 1.000 Tonnen Öls pro Haushalt.

Rechenschritt 3 (Bezug zu einer angenommenen Belastungsreduktion, s. Kapitel 2.2): Der Bezug zur Belastungsreduktion wurde bereits in der Studie hergestellt.

Ahtiainen (2007) untersuchte die Zahlungsbereitschaft der finnischen Bevölkerung für die Verringerung der Verschmutzung des Golfs von Finnland durch Ölaustritte. Die mittleren Zahlungsbereitschaften für die Umsetzung von Maßnahmen zur Verringerung von zukünftigen Umweltschäden durch Ölverschmutzungen betrugen 22,58-83,65 $Euro_{2007}$ pro Person. Von diesen Werten kann rechnerisch auf die hier verwendeten Ergebniswerte wie folgt geschlossen werden:

Rechenschritt 2 (s. Kapitel 2.2): Nach einer Anpassung des Einkommens- und Preisniveaus auf Deutschland im Jahr 2010 ergeben sich Zahlungsbereitschaftswerte von 24,72-91,59 $Euro_{2010}$ pro Person zur Verringerung von Ölverschmutzung.

Rechenschritt 3 (Bezug zu einer angenommenen Belastungsreduktion, s. Kapitel 2.2): Der Bezug zur Belastungsreduktion kann nicht hergestellt werden, da genauere Angaben zum Grad der potentiellen Ölverschmutzung fehlen.

In der Studie von van Bierviliet et al. (2006) wurde der Verlust von Nichtgebrauchswerten durch drei verschiedene Szenarien von auslaufendem Öl entlang der belgischen Küste bewertet. Die durchschnittliche Zahlungsbereitschaft pro Haushalt beträgt 88,37-112,07 $Euro_{2001}$ inklusive Protestantworten, und ungefähr 109-142,86 $Euro_{2001}$ ohne Protestantworten. Von diesen Werten kann rechnerisch auf die hier verwendeten Ergebniswerte wie folgt geschlossen werden:

Rechenschritt 2 (s. Kapitel 2.2): Nach einer Anpassung des Einkommens- und Preisniveaus auf Deutschland im Jahr 2010 ergeben sich durchschnittliche Zahlungsbereitschaftswerte von 117,73-149,31 $Euro_{2010}$ pro Person inklusive Protestantworten und 145,22-190,33 $Euro_{2010}$ pro Person ohne Protestantworten zur Verringerung von Ölverschmutzung.

Rechenschritt 3 (Bezug zu einer angenommenen Belastungsreduktion, s. Kapitel 2.2): Der Bezug zur Belastungsreduktion kann nicht hergestellt werden, da genauere Angaben zum Grad der potentiellen Ölverschmutzung fehlen.

In der Studie von Friedrich et al. (2004) wurden ebenfalls Zahlungsbereitschaften für Nicht-Gebrauchswerte durchgeführt und bereits bestehende Zahlungsbereitschaftsanalysen ausgewertet. Dabei wurde ein zentraler Wert von 2.600 $Euro_{2004}$ je Tonne vermiedenen Öls ermittelt. Von diesem Wert kann rechnerisch auf den hier verwendeten Ergebniswert wie folgt geschlossen werden:

Rechenschritt 2 (s. Kapitel 2.2): Nach einer Anpassung des Einkommens- und Preisniveaus auf Deutschland im Jahr 2010 ergibt sich ein Zahlungsbereitschaftswert von 2.876 $Euro_{2010}$ je Tonne vermiedenen Öls.

Rechenschritt 3 (Bezug zu einer angenommenen Belastungsreduktion, s. Kapitel 2.2): Der Bezug zur Belastungsreduktion wurde bereits in der Studie hergestellt.

Eine weitere Studie zur Verschmutzung des Meeres durch Abfall und Öl von Hall (2000) liefert keine monetären Werte speziell für Öl.

Des Weiteren können Indikatoren aus dem ReciPe Lebenszyklusmodell für Nicht-Gebrauchswerte abgeleitet werden.

Indikatoren zur monetären Bewertung

Zur Bewertung der Relevanz der einzelnen Stoffe wird auf Ergebnisse aus dem Lebenszyklusmodell ReciPe (Goedkoop et al., 2009) zurückgegriffen. Zur Bewertung von marinen Ökosystemschäden wird hier das Konzept der Potentially Disappeared Fractions (of species) (PDF^*m^{3*}Jahr) verfolgt, in Kombination mit der Dichte von Arten, die für marine Ökosysteme global mit einem Durchschnittswert von $1{,}82^*10^{-13}$ Arten pro m^3 abgeschätzt wird:

$$ED = PDF_{mw} * SD_{mw} \qquad (3.2)$$

*ED: Ökosystemschäden [Arten*Jahr]*

PDF_{mw}: Potentially Disappeared Fractions im Meer [PDFm^3*Jahr]*

SD_{mw}: Artendichte im Meer [Arten/m^3] (Goedkoop et al., 2009).

Zur Bewertung von Schäden an der menschlichen Gesundheit wird hier das Konzept der Disability-Adjusted Life Years (DALY) verwendet. Disability-adjusted life years, wie sie von der Weltgesundheitsorganisation (WHO) verwendet werden, sind ein zusammengesetztes Maß aus verlorenen Lebensjahren (years of life lost, YOLL) aufgrund von vorzeitiger Mortalität und aus mit Behinderung gelebten Lebensjahren (years lived with a disability, YLD). Diese beiden Maße werden zu DALY aggregiert, um den „burden of disease“ (BoD), also die Krankheitslast, der Bevölkerung abzuschätzen (Murray and Lopez, 1996a; b).

Tabelle 25: Monetäre Werte zu den Nutzen einer Reduzierung der Kontamination durch gefährliche Stoffe

	Sektor(en)	Bewertungsgegenstand	Systemgrenzen	Bewertungsansatz	Originalwert	Ergebniswert [EUR_{2010}]	Autor(en)
Direkte Gebrauchswerte (konsumtiv)	Fischerei	Ölverschmutzung	Stockholm Archipel	Verluste in der Fischerei	9 Mio. SEK_{2007}/30.000 Tonnen Öl	28,91/t Öl bereinigt	Forsman (2007)
	Aquakultur	Keine monetären Werte vorhanden					
	Sportangeln						
Direkte Gebrauchswerte (nicht konsumtiv)	Erholung	Ölverschmutzung	Skagerrak und Kattegatt (Schweden)	Benefit Transfer	6.963 SEK_{1999}/t Öl (für 135t/Jahr) 7.346 SEK_{1999}/t Öl (für 50.000 t/Jahr) 114.124 SEK_{1999}/t Öl (für 400t/Jahr)	750 je t Öl vermieden (für 135 t/Jahr) 791 je t Öl vermieden (für 50.000 t/Jahr) 12.293 je t Öl (für 400 t/Jahr)	Franzén et al. (2006)
			Oslofjord, Norwegen	Zahlungsbereitschaft (ZB)	5665 NOK_{1994} (für iterative Gebote) oder 3465 NOK_{1994} (für offene Gebote)	Bezug zur Belastungsred. nicht herstellbar	Bergland (1994)
		Verschmutzungen durch PCB, PAK, Dioxine, Metalle und endokrine Substanzen	Grenlandsfjord (Norwegen)	ZB	39 – 77 Mio. SEK_{1996}/Jahr (Bereinigung) 27 – 70 Mio. SEK_{1996} (Verminderung)	Bezug zur Belastungsred. nicht herstellbar	Magnussen und Bergland (1996)
		Verschmutzung durch Toxine	Grenlandgebiet (Norwegen)	ZB	1.464 NOK_{2005} je Haushalt je Jahr	Bezug zur Belastungsred. nicht herstellbar	Bjørkeslett und Lilleby (2006)

	Sektor(en)	Bewertungsgegenstand	Systemgrenzen	Bewertungsansatz	Originalwert	Ergebniswert [EUR_{2010}]	Autor(en)
	Tourismus, Erholung	Ölverschmutzung	Eastbourne, UK	ZB	1,78 GBP_{1993} pro Person und Besuch eines nicht von Öl verschmutzten Strandes	Bezug zur Belastungsred. nicht herstellbar	King (1995)
	Tourismus		Stockholm Archipel	Umsatzverlust	350 Mio. SEK_{2007}/30.000 t Öl	1.125/t Öl bereinigt	Forsman (2007)
			Stockholm Archipel	Reinigungskosten	491.000 $Euro_{2008}$/300 t Öl	1.718/t Öl bereinigt	Sanctuary und Fejes (2006)
			Nordseeküste (Schleswig-Holstein)	Reinigungskosten	pro Haushalt : 0,105 $Euro_{2007}$/km✣ nicht verschmutzter Wasserfläche 0,139 $Euro_{2007}$/km nicht verschmutztem Strand 0,0008 $Euro_{2007}$/ nicht verschmutzter Eiderente 0,334 $Euro_{2007}$/t eingesammeltem Öl	Bezug zur Belastungsred. nicht herstellbar	Liu et al. (2009)
Indirekte Gebrauchswerte	Gesundheit	Verschmutzung durch Dioxine	Grenlandgebiet (Norwegen)	ZB	1.507 NOK_{2005} je Haushalt und Jahr über 10 Jahre	Bezug zur Belastungsred. nicht herstellbar	Barton et al. (2010)
		Gesundheitsschäden	Global	Wirkungsabschätzung im Rahmen der Ökobilanzierung	DALY/kg, DALY/kBq		Goedkopp et al. (2009)

	Sektor(en)	Bewertungsgegenstand	Systemgrenzen	Bewertungsansatz	Originalwert	Ergebniswert [EUR_{2010}]	Autor(en)
		Verschmutzung durch aus der Atmosphäre ins Meer eingetragenes Quecksilber (kg Hg/a)	Global	Vereinfachte Schätzung	2450 USD_{2008}/kg durch IQ-Minderung bei Kindern, Ataxie	2.120 je kg Hg gemindert	Spadaro und Rabl (2008)
		Ölverschmutzung	Stockholm Archipel	Gesundheitskosten	15 Mio. SEK_{2007}/30.000 t Öl	48,18/t Öl bereinigt	Forsman (2007)
Optionswerte		Keine monetären Werte vorhanden					
Nicht-Gebrauchswerte	Gesellschaft	Ölverschmutzung	USA	ZB	30,30 USD_{1990}/Haushalt/11 Mio. Gallonen Öl	1,60 je Haushalt je 1.000 t Öl vermieden	Carson et al. (2003)
			Golf von Finnland	ZB	22,58 – 83,65 Euro2007 je Person	Bezug zur Belastungsred. nicht herstellbar	Ahtiainen (2007)
			Belgische Küste	ZB	88,37-112,07 $Euro_{2001}$ pro Person (inkl. Protestantworten; 109-142,86 $Euro_{2001}$ pro Person (ohne Protestantworten)	Bezug zur Belastungsred. nicht herstellbar	van Bierviliet et al. (2006)
			Global	ZB	2.600 $Euro_{2004}$/t Öl	2.876 je t Öl vermieden	Friedrich et al. (2004)
		Ökosystemschäden	global	Wirkungsabschätzung im Rahmen der Ökobilanzierung	Arten*Jahr/kg, Arten*Jahr/kBq		Goedkopp et al. (2009)

IV.3.11 Systematische und/oder absichtliche Freisetzung von Stoffen

Meeresökologische Wirkungszusammenhänge

Unter diesen Punkt fällt laut MSRL der „Eintrag anderer fester, flüssiger oder gasförmiger Stoffe in Meeresgewässer infolge systematischer und/oder absichtlicher Freisetzung in die Meeresumwelt, die nach anderen Vorschriften des Gemeinschaftsrechts und/oder internationalen Übereinkommen zulässig ist“ (Anhang III, Tabelle 2, Abgrenzung zu 3.10 siehe Kapitel 3.1). In Abgrenzung zu Punkt 3.10 ließe sich das so interpretieren, dass sich die MSRL hier also nicht auf Einträge von gefährlichen Stoffen (nach 3.10) bezieht, da diese Belastungen bereits in dem vorherigen Punkt enthalten sind, sondern nur auf darüber hinaus gehende Stoffe. EUKOM (2011) hingegen interpretiert diesen Punkt dahingehend, dass als systematische und/oder absichtliche Freisetzung von Stoffen die erlaubte/genehmigte Freisetzung aller potentiell schädlicher fester, flüssiger oder gasförmiger Stoffe in die Meeresumwelt betrachtet wird (EUKOM, 2011). Darunter wäre dann z.B. auch die erlaubte und/oder systematische Freisetzung von Öl, Bohrschlämmen und Prozesswasser im Rahmen von Ölexploration und –abbau sowie die Freisetzung von Dispersionsmitteln nach Ölunfällen zu verstehen. Ungeplante bzw. unbeabsichtigte (z.B. nach Unfällen) und/oder rechtswidrige Ölverschmutzungen würden entsprechend Punkt 3.10 zugeordnet. Beide Interpretationen würden hingegen das gezielte Einbringen von klimaschädlichen Rückständen aus der Verbrennung von Kohlenwasserstoffen (CO_2) der absichtlichen und/oder systematischen Freisetzung von Stoffen (d.h. Punkt 3.11) zuordnen. Wir folgen in diesem Bericht der Interpretation der EUKOM (2011) und beschreiben hier exemplarisch die Effekte einer Verringerung der systematischen und/oder absichtlichen Freisetzung verschiedener Stoffe. Die Monetarisierung in diesem Kapitel bezieht sich nur auf Stoffe, die noch nicht in Kapitel 3.10 behandelt wurden, um Wiederholungen zu vermeiden.

Als direkter Effekt einer Verringerung der systematischen und/oder absichtlichen Freisetzung von Stoffen verringert sich die Belastung des Meerwassers mit den potentiell gefährlichen Stoffen bzw. das Risiko der Belastung (bei CCS). In der Folge kann sich die direkte Aufnahme gefährlicher Stoffe durch Organismen und die Anreicherung entlang von Nahrungsketten verringern. Eine verringerte Belastung mit Schadstoffen kann in der Folge das spezifische Erkrankungs- oder Tötungsrisiko von Meerestieren verringern und positive Auswirkungen auf das Fortpflanzungspotential betroffener Tiere haben (BSH, 2008a; UBA, 2008; Law et al., 2010; Swartenbroux et al., 2010).

Relevanz der Belastung[102]:	*Nordsee*: mittel *Ostsee*: gering
Wirkungszeit:	*Nord- und Ostsee*: Mittelfristig (Jahre)
Wirkungsraum:	Lokal bis regional
Evidenz/Konfidenz der beschriebenen Erkenntnisse:	Mittel bis hoch
Wechselwirkungen (Wirkungen auf andere Belastungen):	*Kontamination durch gefährliche Stoffe*: Durch Freisetzung von Schadstoffen *Selektive Entnahme*: Durch Belastungen der Zielarten mit Schadstoffen und mögliche Veränderungen der Lebensgemeinschaften

Nutzen der Belastungsreduzierung (Mengengerüst)

Die Nutzen einer Reduzierung dieser Belastungen hängen stark von dem betrachteten Stoff ab.

Handelt es sich bei dem freigesetzten Stoff um Öl, so ergeben sich durch eine Belastungsreduzierung potentiell positive Veränderungen der direkten Gebrauchswerte (Fischerei, Sportangeln, Aquakultur, Tourismus, Erholung), der indirekten Gebrauchswerte (Gesundheit), der Optionswerte (alle Sektoren) sowie der Nicht-Gebrauchswerte (Gesellschaft).

Handelt es sich bei dem Stoff um Dispersionschemikalien, so ergeben sich durch eine Belastungsreduzierung potentiell vor allem positive Effekte auf den indirekten Gebrauchswert (Gesundheit) sowie auf den direkten Gebrauchswert (Fischerei, Sportangeln, Aquakultur), da durch eine geringere Ansammlung der Chemikalien im Meer und in der Nahrungskette die Bestände von Fischen und anderen Meerestieren zunehmen und Gesundheitsrisiken für den Menschen verringert werden. Die Bereiche Tourismus und Erholung sind tendenziell eher negativ betroffen: Dispersionschemikalien werden eingesetzt, um eine Ansammlung von Öl an den Küsten zu vermeiden. Eine geringere Anwendung dieser Chemikalien führt also tendenziell zu einer höheren Ansammlung von Öl an den Küsten, verringert aber die anderen negativen oben genannten Effekte.

Handelt es sich bei dem Stoff um CO_2, was vornehmlich zur Eindämmung des globalen Klimawandels eingelagert würde, so kann es bei einer großskaligen Einbringung durch Leckage zu negativen Effekten kommen. Eine Reduzierung der Einbringung von CO_2 könnte dementsprechend positive Auswirkungen auf direkte Gebrauchswerte (Fischerei,

[102] Die folgende Darstellung basiert auf eigenen Einschätzungen (GEOMAR). Auf den hier erarbeiteten methodischen Grundlagen basierende Kosten-Nutzen Analysen sollten die Bewertungen der ökol. Anfangsbewertung als Referenz für Einschätzungen der Relevanz sowie der Wirkungszeit und des Wirkungsraums heranziehen.

Sportangeln, Aquakultur, Tourismus, Erholung) haben. Die Effekte auf die direkten Gebrauchswerte ergeben sich z.B. durch eine geringere Versauerung des Ozeans. Eine kleinskalige Einleitung von CO_2 hat jedoch vermutlich keine nennenswerten Auswirkungen auf den Nutzen.

In allen Fällen, in denen direkte oder indirekte Gebrauchswerte betroffen sind, gibt es ebenfalls Effekte auf die Optionswerte. Effekte auf die Nicht-Gebrauchswerte sind ebenfalls zu erwarten.

Tabelle 26: Nutzen einer Reduzierung der systematischen und / oder absichtlichen Freisetzung von Stoffen.

	Gebrauchswerte				Nicht-Gebrauchswerte		
Komponenten des TEV	Direkter Gebrauchswert (konsumtiv)	Direkter Gebrauchswert (nicht konsumtiv)	Indirekter Gebrauchswert	Optionswert	Existenzwert	Altruistischer Wert	Vererbungswert
Sektor	Fischerei Sportangeln Aquakultur	Tourismus Erholung	Gesundheit	Fischerei Sportangeln Aquakultur Tourismus Erholung Gesundheit Gesellschaft	Gesellschaft		

Negative Nutzenänderungen können in folgenden Sektoren auftreten:[103]

- Schifffahrt
- Industrie
- Meerestechnik (Offshore-Förderung von Öl und Gas)
- Fischerei, Sportangeln, Aquakultur
- die Gesellschaft

Wirkungspfade

Freisetzung von schädlichen Stoffen → Biodiversitätsverluste → Veränderung des Nutzens für

Freisetzung von schädlichen Stoffen → Gesundheitsschäden→ Veränderung des Nutzens für Tourismus, Erholung, Gesundheit.

Alle Wirkungspfade werden als **relevant** erachtet.

[103] Die folgende Auflistung basiert auf Marggraf et al., 2011. Dort werden Auswirkungen der Meeresnutzung beschrieben.

Möglichkeiten der Monetarisierung

Wie oben beschrieben, lassen sich die vorgeschlagenen monetären Werte in vier verschiedene Kategorien einteilen:

a) Marktpreise oder Zahlungsbereitschaftsstudien für die deutsche Nord- und Ostsee,

b) Studien für andere Gebiete, die über benefit transfer auf deutsche Verhältnisse übertragen werden,

c) Vermeidungs- oder Wiederherstellungskosten oder

d) qualitative Beschreibung.

Da zu dieser Belastung bisher keine Bewertungsstudien vorliegen, wird für die vorliegende Belastung Kategorie c) verfolgt.

Indikatoren zur monetären Bewertung

Über Schäden in der Meeresumwelt durch CO_2-Leckagen (CCS) oder CH_4-Freisetzung ist bisher wenig bekannt.

Eine Studie im Rahmen der UBA Methodenkonvention ergab einen Wert von 69 Euro je verminderter Tonne CO_2 Äquivalent an Treibhausgasen extrapoliert für das Jahr 2010 (Wille et al., 2011).

Quantifizierung der Belastungsreduktion

Als erste Näherung wird entsprechend der Bewertung der Treibhausgasemissionen in der UBA-Methodenkonvention ein durchschnittlicher monetärer Wert von 69 Euro/t CO_2eq für Europa angesetzt (z.B. Wille et al., 2011). Dazu wurde eine alternative Methode zur Schätzung der externen Kosten von Treibausgasemissionen gewählt, der Vermeidungskostenansatz. Indem die Grenzkosten zur Vermeidung von CO_2-Emissionen zur Erreichung eines bestimmten Zieles abgeschätzt werden, können die Unsicherheiten der Bewertung der Schäden umgangen werden. Als Vermeidungskosten werden die Werte der Meta-Studie von Kuik et al. (2009) für ein Ziel bei 450ppm CO_2eq empfohlen. Die Vermeidungskosten liegen somit im Jahr 2050 bei 225 $Euro_{2050}$/t CO_2eq (128-396 $Euro_{2050}$/t CO_2eq). Durch Interpolation der gegebenen Werte mit 3% durchschnittlichem Marktzins ergibt sich ein Wert für die Vermeidungskosten von Treibhausgasen von 69 $Euro_{2010}$ je Tonne vermiedenen CO_2eq als mittlerem Wert mit den Grenzen von 39 $Euro_{2010}$ je Tonne vermiedenen CO_2eq als unterem Wert und 121 $Euro_{2010}$ je Tonne vermiedenen CO_2eq als oberem Wert (Tabelle 27).

Tabelle 27: Monetäre Werte zu den Nutzen einer Reduzierung der systematischen und / oder absichtlichen Freisetzung von Stoffen.

	Sektor(en)	**Bewertungsgegenstand**	**Systemgrenzen**	**Bewertungsansatz**	**Originalwert**	**Ergebniswert [EUR_{2010}]**	**Autor(en)**
Direkte Gebrauchswerte (konsumtiv)	Fischerei	Freisetzung von Methan, CO_2 aus CCS Monetäre Werte vorhanden für Ölverschmutzung aus Unfällen (siehe dazu Tabelle 25).	Global	Vermeidungskostenansatz	69 $Euro_{2010}$/t CO_2eq vermieden	69 je t CO_2eq vermieden	Wille et al. (2011)
	Aquakultur						
	Sportangeln						
Direkte Gebrauchswerte (nicht konsumtiv)	Erholung						
	Tourismus						
Indirekte Gebrauchswerte	Gesundheit						
Optionswerte							
Nicht-Gebrauchswerte	Gesellschaft						

IV.3.12 Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material: Auswirkungen einer Reduzierung der Einträge von Düngemitteln und organischem Material

Meeresökologische Wirkungszusammenhänge

Die Eutrophierung der Meeresumwelt umfasst die „Anreicherung des Wassers mit Nährstoffen, insbesondere mit Stickstoff- und/oder Phosphorverbindungen, die zu einem vermehrten Wachstum von Algen und höheren Formen des pflanzlichen Lebens und damit zu einer unerwünschten Beeinträchtigung des biologischen Gleichgewichts und der Qualität des betroffenen Gewässers führt" (EWG, 1991). So beinhalten die unerwünschten Effekte die Veränderungen der Struktur und der Arbeitsweise des gesamten marinen Ökosystems sowie die Reduzierung der Ökosystemstabilität. Verursacher sind insbesondere Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft, aus städtischen Abwässern/Kläranlagen und aus der Atmosphäre sowie der Eintrag organischen Materials, Resuspendierung durch die Sand/Kiesentnahme und „(Aus)Baumaßnahmen" (OSPAR, 2010; HELCOM, 2009).

Abbildung 14 stellt die Zusammenhänge und Folgen einer Reduzierung der Belastung der Meeresumwelt durch Eutrophierung graphisch dar. In diesem Abschnitt werden zunächst die Auswirkungen des Düngemitteleintrags auf die biophysikalischen Strukturen, Prozesse und Funktionen dargestellt.[104] Im darauf folgenden Abschnitt werden dann die aus der Belastungsreduzierung resultierenden Folgen für die verschiedenen Nutzenkategorien beschrieben.

Ein geringerer Eintrag von Nährstoffen und organischem Material führt zunächst zu geringeren Nährstoffkonzentrationen in der Wassersäule. Dies hat folgende direkte Effekte: Verringerte Produktion von Phytoplankton, verringerte Verschiebungen in der Planktonartengemeinschaft und geringeres Wachstum von kurzlebigen opportunistischen Makroalgen. Weitere Effekte sind eine verbesserte Transparenz des Wassers und eine Erholung von reduzierten Seegras- und Makrophytenbeständen. Zudem führt eine verringerte Produktion von toter organischer Materie zu besserer Sauerstoffsättigung im grundnahen bzw. Tiefenwasser und in der Folge zu geringerer Produktion von giftigem Schwefelwasserstoff (H_2S). Verringerte Eutrophierung verringert auch die Wahrscheinlichkeit von toxischen Algenblüten und verbessert die Lebensbedingungen für viele wirbellose Tierarten und Fische. Außerdem führt eine Verringerung der Eutrophierung der Meeresumwelt zu einer geringeren Verschlickung des Sediments. Allerdings hat eine Reduzierung der Eutrophierung ambivalente Auswirkungen auf die Bestände von Fischen und anderen Lebewesen. Einerseits wirkt sich die erhöhte Sauerstoffkonzentration im Wasser positiv auf Populationen von Grundfischen (z.B. Dorsch) aus, andererseits kann sich die geringere Algenproduktion negativ auf die Heringspopulationen auswirken, da diese sich von Plankton ernähren. Die Verringerung der Eutrophierung kann also durch die Veränderung der Artenzusammensetzung zu negativen Effekten bei einzelnen Fischereien führen (z.B. Hering). Insgesamt kann man

[104] Die Ausführungen in den folgenden Abschnitten stützen sich auf HELCOM, 2009 und OSPAR, 2010.

aber davon ausgehen, dass weniger Nitrat und Phosphat in den Gewässern zu positiven Effekten auf die Bestände von Fischen und anderen Meereslebewesen führt (Marggraf et al., 2011; Gerlach, 1988; Gerlach, 1990; Oliveira et al., 2008; EUKOM, 2011; HELCOM, 2009; OSPAR, 2010).

Relevanz der Belastung[105]:	*Nordsee*: hoch *Ostsee*: hoch
Wirkungszeit:	*Nord- und Ostsee*: Mittelfristig (Jahre) bis langfristig (Jahrzehnte)
Wirkungsraum:	Regional
Evidenz/Konfidenz der beschriebenen Erkenntnisse:	Hoch
Wechselwirkungen (Wirkungen auf andere Belastungen):	*Verschlickung*: Durch verstärkte Sedimentation organischer Partikel *Mikrobielle Pathogene*: Durch verstärkte Vermehrung von Pathogenen *Selektive Entnahme*: Durch Belastungen der Zielarten durch Sauerstoffmangel mögliche Veränderungen der Lebensgemeinschaften

Nutzen der Belastungsreduzierung (Mengengerüst)

Durch die Erhöhung der Fisch- und Muschelbestände bei einer Reduzierung des Eintrags von Nährstoffen (Nitrat- und Phosphat) sowie sonstigem organischen Material ergeben sich für die kommerzielle Fischerei, die Sportangelei sowie für die Aquakultur positive Effekte auf die direkten konsumtiven Gebrauchswerte.

Positive Veränderungen der direkten nicht-konsumtiven Gebrauchswerte resultieren aus einem höheren Erholungswert sowie mehr Tourismus. Der steigende Erholungswert ergibt sich unter anderem aus der verbesserten Sauberkeit von Stränden und Marinas, da es nicht zu übermäßiger Algenproduktion kommt, die unansehnliche Schaummassen und unangenehme Gerüche mit sich bringen kann.

Erhöhte indirekte Gebrauchswerte ergeben sich durch eine Reduzierung der Gesundheitsrisiken für den Menschen. Diese Risiken entstehen durch die Produktion von toxischen Algenblüten und der Emission von H_2S, die unter anderem durch das Verzehren von kontaminiertem Fisch oder Schalentieren, aber auch durch das Baden in belasteten Gewässern zu Gesundheitsproblemen bei Menschen führen können.

[105] Die folgende Darstellung basiert auf eigenen Einschätzungen (GEOMAR). Auf den hier erarbeiteten methodischen Grundlagen basierende Kosten-Nutzen Analysen sollten die Bewertungen der ökol. Anfangsbewertung als Referenz für Einschätzungen der Relevanz sowie der Wirkungszeit und des Wirkungsraums heranziehen.

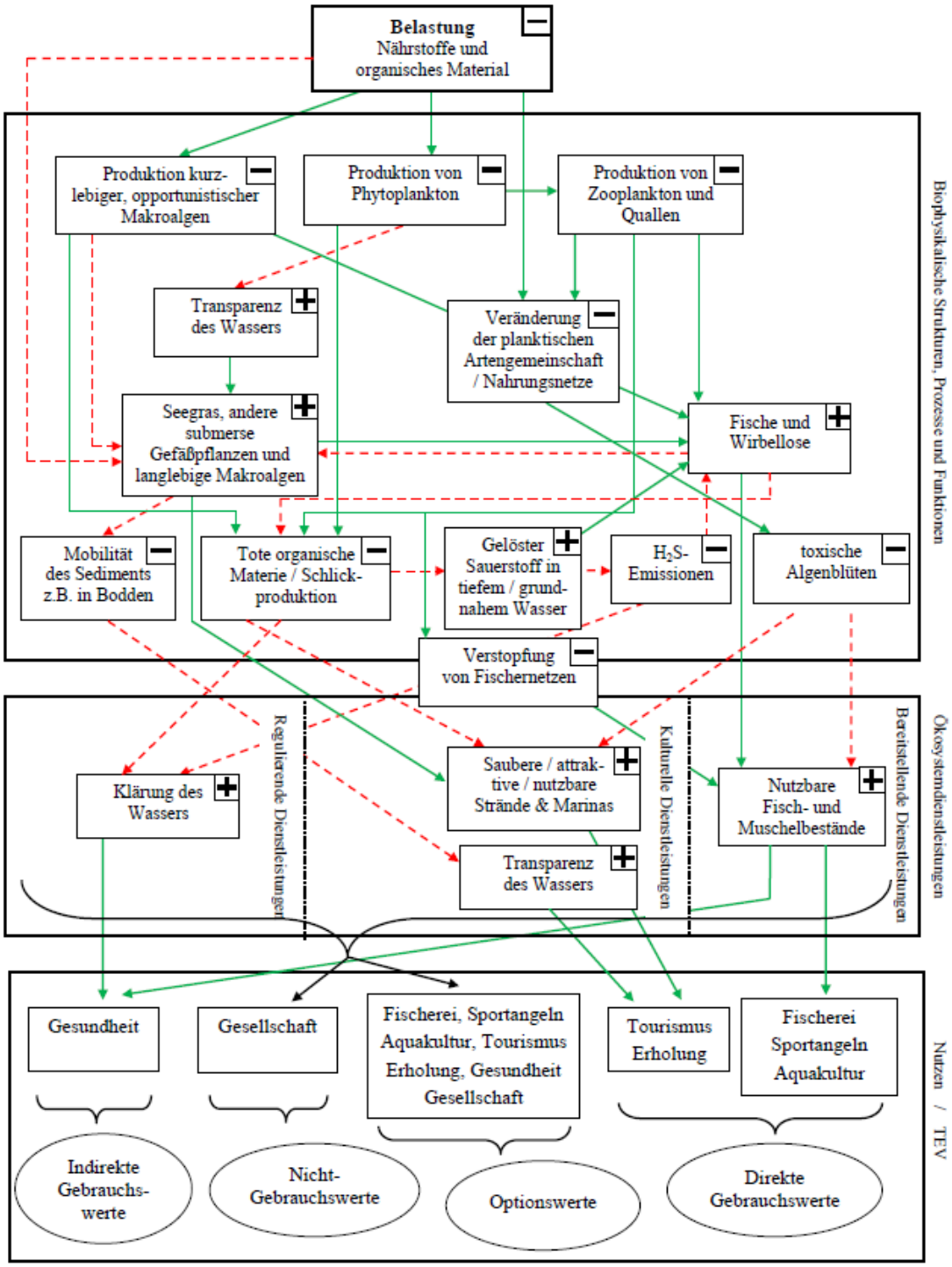


Abbildung 14: Wirkungszusammenhänge und Auswirkungen einer Reduzierung der Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material

Neben diesem Anstieg der Gebrauchswerte ergeben sich auch positive Veränderungen der Nicht-Gebrauchs- und Optionswerte: Durch die geringere Nitrat-und Phosphatkonzentration wird die zukünftige Existenz des Ökosystems unterstützt, da weniger Beeinträchtigungen der Artenzusammensetzung vorliegen (Optionswert). Nicht-Gebrauchswerte umfassen Existenzwerte, Vererbungswerte und altruistische Werte. Diese ergeben sich zum einen durch das Wissen um die (fortdauernde) Existenz einzelner

Arten, aber auch aufgrund der (fortdauernden) Existenz eines nicht oder möglichst wenig gestörten Ökosystems.

Tabelle 28: Nutzen einer Reduzierung der Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material.

	Gebrauchswerte				Nicht-Gebrauchswerte		
Komponenten des TEV	Direkter Gebrauchswert (konsumtiv)	Direkter Gebrauchswert (nicht konsumtiv)	Indirekter Gebrauchswert	Optionswert	Existenzwert	Altruistischer Wert	Vererbungswert
Sektor	Fischerei Sportangeln Aquakultur	Tourismus Erholung	Gesundheit	Fischerei Sportangeln Aquakultur Tourismus Erholung Gesundheit Gesellschaft	Gesellschaft		

Negative Nutzenänderungen können in folgenden Sektoren auftreten:[106]

- Landwirtschaft
- Industrie (inkl. kommunale Kläranlagen)

Wirkungspfade

Anreicherung des Wassers mit Stickstoff- und Phosphorverbindungen → Biodiversitätsveränderungen → Veränderung des Nutzens für

- Fischerei, Sportangeln, Aquakultur
- die Gesellschaft

Anreicherung des Wassers mit Stickstoff- und Phosphorverbindungen → geringere Transparenz des Wassers, Bildung von Schaum durch Algenblüten → Veränderung des Nutzens für Erholung, Tourismus

Anreicherung des Wassers mit Stickstoff- und Phosphorverbindungen → Bildung toxischer Algenblüten → Veränderung des Nutzens für die Gesundheit

Alle Wirkungspfade werden als **relevant** erachtet.

Möglichkeiten der Monetarisierung

Wie oben beschrieben, lassen sich die vorgeschlagenen monetären Werte in vier verschiedene Kategorien einteilen:

[106] Die folgende Auflistung basiert auf Marggraf et al., 2011. Dort werden Auswirkungen der Meeresnutzung beschrieben.

a) Marktpreise oder Zahlungsbereitschaftsstudien für die deutsche Nord- und Ostsee,

b) Studien für andere Gebiete, die über benefit transfer auf deutsche Verhältnisse übertragen werden,

c) Vermeidungs- oder Wiederherstellungskosten oder

d) qualitative Beschreibung.

Die Belastung Eutrophierung ist durch eine Vielzahl von monetären Bewertungsstudien untersucht worden, die hauptsächlich im Ostseeraum durchgeführt wurden (eine Darstellung des aktuellen Standes findet sich in Bertram und Rehdanz (2012). Im Nordseeraum gibt es noch großen Forschungsbedarf (auch auf Grund der komplexeren naturräumlichen Gegebenheiten), was sich in der geringen Anzahl verfügbarer Studien widerspiegelt.

Forschungsbedarf gibt es außerdem bei den ökologischen Wirkungsbeziehungen: Wirkungszusammenhänge zwischen der Reduktion von Stickstoff und Phosphor und deren Auswirkung auf Ökosysteme; diese sind schwierig zu erfassen und nicht linear. Das Ökosystem mit seiner Flora und Fauna (bspw. den Fischbeständen) reagiert in Sprüngen (sog. Schwellenwerten). Ist ein solcher Schwellenwert erreicht, kommt es zu einem „Umkippen“ des Systems, das heißt zu einem sehr hohen Schaden. Der Schaden davor war hingegen nahe null. Die Belastungsreduktion ist also in diesem Fall nicht in marginalen Werten (pro mg N/m^3) auszudrücken. Dies betrifft vor allem die direkten Gebrauchswerte Fischerei, Aquakultur und Sportangeln sowie die Options- und Nichtgebrauchswerte.

Für die Monetarisierung wird für Fischerei und Aquakultur die Kategorie d) verfolgt, da keine Bewertungsstudien vorliegen. Für alle anderen Nutzenkategorien können die Kategorien a) und b) verfolgt werden, z.T. ist es möglich, einen Zusammenhang zur Reduktion der Belastung herzustellen.

Den oben beschriebenen Belastungsreduzierungen und den sich daraus ergebenden Nutzen werden, soweit vorhanden, monetäre Werte zugeordnet, eine allgemeine Beschreibung der Vorgehensweise findet sich in Abschnitt 2.2. Die Darstellung erfolgt in Tabelle 29.

Direkte Gebrauchswerte

Aquakultur

Es konnten keine monetären Werte ermittelt werden, da keine monetären Studien zu dem Zusammenhang Eutrophierung – Auswirkung auf Aquakultur vorliegen Darüber hinaus sind Kenntnisse über ökosystemaren Zusammenhänge bzw. Reaktionen noch unzureichend.

Zur Durchführung einer Zahlungsbereitschaftsstudie unter Aquakulturbetreibern könnte bspw. eine repräsentative Art ausgewählt werden, die durch Eutrophierung stark beeinträchtigt ist (unter der Voraussetzung, dass diese Beeinträchtigung hinreichend bekannt und erforscht ist).

Fischerei

Siitonen et al. (1992, auf Finnisch, entnommen aus SEPA (2008)) beschäftigten sich mit der Evaluierung des Nutzens für die Bevölkerung und die Fischerei durch eine

Verringerung der Stickstoff- und Phosphoreinträge in Pietarsaari (Finnland). Der Gesamtnutzen wurde während der Dekade 1980-1989 mit 1,2 Mio. bis 2,3 Mio. FIM1989 pro Jahr beziffert.

Rechenschritt 2 (s. Kapitel 2.2): Es ergeben sich 200.000 – 380.000 EUR_{2010} pro Jahr.

Rechenschritt 3: Der Bezug zu einer angenommenen Belastungsreduktion konnte nicht hergestellt werden, da die Studie nur auf Finnisch verfügbar ist.

Sportangeln

Toivonen et al. (2004) ermitteln Zahlungsbereitschaften von 57 – 140 USD_{1999}/ Sportangler*Jahr.

Rechenschritt 2 (s. Kapitel 2.2): Es ergeben sich 74 – 182 EUR_{2010}/Sportangler*Jahr.

Rechenschritt 3: Der Bezug zu einer angenommenen Belastungsreduktion konnte bisher nicht hergestellt werden.

Diese Vorgehensweise wird ebenfalls angewendet bei Vesterinen et al. (2010), Olsson (2004) und Eggert und Olsson (2003) (dargestellt in Tabelle 29). Auch hier sind die Wirkungszusammenhänge bisher unklar.

Erholung

Larsson (zitiert in Soutukorva, 2005) entwickelte für die Ostsee eine lineare Regression von Nährstoffkonzentration (N in mg/m3) und Sichttiefe (S in Meter): Log(S) = 4,274 – 1,4388 (log(N)). Die Regression gilt für den Sommer und für 200<N<750. Ein Anstieg der Sichttiefe von einem Meter entspricht dann einer Reduktion der Stickstoffkonzentration von ca. 30%.

In der Metaanalyse von Ahtiainen (2009) werden Zahlungsbereitschaften für eine 50%ige Verbesserung der Wasserqualität in der Ostsee ermittelt. Es wurden Zahlungsbereitschaften von 41-53 EUR_{2007}/ Person/Jahr (Erholung) sowie 98-117 $Euro_{2007}$/Person/Jahr (Erholung und Biodiversität) für eine 50%ige Verbesserung der Wasserqualität ermittelt. Es wird angenommen, dass auch hier die lineare Regression von Larsson (zitiert in Soutukorva, 2005) Gültigkeit hat. Wiederum wird von einer Konzentration im Basisfall von 300 mg N/m^3 und eine Konzentration im Reduktionsfall von -270 mg N/m^3 ausgegangen (Anstieg der Sichttiefe von 3 m entspricht einer 90%igen Reduktion von N).

Rechenschritt 2 (s. Kapitel 2.2): Daraus errechnen sich 46,30-59,86 EUR_{2010}/Person/Jahr (Erholung) sowie 110,68-132,14 EUR_{2010}/Person/Jahr (Erholung und Biodiversität) für eine 50%ige Verbesserung der Wasserqualität.

Rechenschritt 3 (Bezug zu einer angenommenen Belastungsreduktion, s. Kapitel 2.2): Geteilt durch 270 mg N/m^3 ergeben sich 0,51-0,67 EUR_{2010}/Besucher*Jahr und *mg N/m^3 vermieden (Erholung) sowie 1,23-1,47 EUR_{2010}/Besucher*Jahr und *mg N/m^3 vermieden (Erholung und Biodiversität) bezogen auf eine 50%ige Verbesserung der Wasserqualität (dargestellt in Tabelle 29).

In der Zahlungsbereitschaftsanalyse von Atkins/Burdon (2007) wurde die Präferenz der dänischen Bevölkerung für die Verbesserung der Wasserqualität (Sichttiefe) des Randers Fjords ermittelt. Es wurden mittlere Zahlungsbereitschaften von 57 DDK_{2003} pro Person

und Monat über einen Zeitraum von 10 Jahren ermittelt. Es wird angenommen, dass auch hier die lineare Regression von Larsson (zitiert in Soutukorva, 2005) Gültigkeit hat. Wiederum wird von einer Konzentration im Basisfall von 300 mg N/m^3 und eine Konzentration im Reduktionsfall von -270 mg N/m^3 ausgegangen (Anstieg der Sichttiefe von 3 m entspricht einer 90%igen Reduktion von N).

Rechenschritt 2 (s. Kapitel 2.2): Daraus errechnen sich 64 EUR_{2010}/Person und Monat über einen Zeitraum von 10 Jahren.

Rechenschritt 3 (Bezug zu einer angenommenen Belastungsreduktion, s. Kapitel 2.2): Geteilt durch 270 mg N/m^3 ergeben sich 0,32 EUR_{2010}/Person und Jahr und mg N/m^3 vermieden (dargestellt in Tabelle 29).

Aufbauend auf einer Metaanalyse zur Zahlungsbereitschaft für eine Reduktion der Eutrophierung (Hökby und Söderqvist 2003) ermitteln Franzén et al. (2006) eine gesamte jährliche Zahlungsbereitschaft für den Skagerrak (Bevölkerung >18 Jahre im Skagerrak 1997: 2,16 Mio.) von 1.417 Mio. SEK_{1997} für eine Reduktion des N-Eintrags von 10.000 t N/a, 2.166 Mio. SEK_{1997} für eine Reduktion von 25.000 t N/a, 2.988 Mio. SEK_{1997} für eine Reduktion von 50.000 t N/a, 4.111 Mio. SEK_{1997} für eine Reduktion von 100.000 t N/a und 4.306 Mio. SEK_{1997} für eine Reduktion von 110.000 t N/a .

Rechenschritt 2 (s. Kapitel 2.2): Es ergeben sich 0,009, 0,005, 0,004, 0,003 und 0,002 EUR_{2010}/Person*Jahr und t N-Eintrag reduziert (dargestellt in Tabelle 29).

Rechenschritt 3: Der Bezug zur Belastungsreduktion wurde bereits in der Studie hergestellt.

Frykblom (1998) untersuchte den potentiellen Umweltnutzen einer Reduktion von Nährstoffemissionen in der Laholm-Bucht (Schweden) um 50% und damit einer Reduktion der Eutrophierung auf null. In SEPA (2010) werden diese Werte auf das Minderungsszenario bezogen. Dadurch ergeben sich mittlere Zahlungsbereitschaften von 24,07 SEK_{1996} pro Jahr und kg reduzierter N-Emission und 1.194,49 SEK_{1996} pro Jahr und kg reduzierter P-Emission.

Rechenschritt 2: Es ergeben sich 3,4 EUR_{2010} pro Jahr und kg reduzierter N-Emission und 168 EUR_{2010} pro Jahr und kg reduzierter P-Emission.

Rechenschritt 3: Der Bezug zur Belastungsreduktion wurde bereits hergestellt.

Kosenius (2010) bestimmte in einer Studie zu Eutrophierung im Golf von Finnland die Zahlungsbereitschaft, Eutrophierung in drei verschieden hohen Minderungsszenarien zu reduzieren:

1) Reduktion der Nährstoffeinträge in Russland, Estland und Finnland um 7% mit ZB von 271,1 und 392,8 EUR_{2006} pro Haushalt und Jahr

2) Reduktion der Einträge aus Abwasser aus St. Petersburg um 49% (N) und um 53% (P) mit ZB von 287,6 und 405,2 EUR_{2006} pro Haushalt und Jahr

3) Minderung von 21% (25%) der N (P) –Einträge aus Polen mit ZB von 332 und 448,1 EUR_{2006} pro Haushalt und Jahr

Rechenschritt 2 (s. Kapitel 2.2): Es ergeben sich 1) 272 - 393 EUR_{2010} pro Haushalt und Jahr bei Reduktion des N/P-Eintrags von 7% aus Russland, Estland und Finnland; 2) 288 – 406

EUR_{2010} pro Haushalt und Jahr bei Reduktion des N (P)-Eintrags von 49(53)% aus Abwasser aus St. Petersburg; 3) 333 – 449 EUR_{2010} pro Haushalt und Jahr bei Reduktion des N (P)-Eintrags von 21(25)% aus Polen (letzteres dargestellt in Tabelle 29).

Rechenschritt 3: Der Bezug zur Belastungsreduktion wurde bereits in der Studie hergestellt.

Longo et al. (2007) bestimmten an der belgischen Küste die Zahlungsbereitschaft von Strandnutzern für eine Reduzierung von Algenblüten und der damit verbundenen Schaumbildung. 61% der Befragten gaben an, über Nacht an der Küste zu bleiben. Um Algenblüten erheblich zu reduzieren und eine geringe Algenblüte nur auf der Wasseroberfläche zu erreichen, waren die befragten Strandnutzer bereit, pro Jahr 43,57 EUR_{2007} zu bezahlen

Rechenschritt 2: Es wird angenommen, dass 39% der Befragten Besucher sind und damit für einen Erholungsnutzen stehen. Der Zahlungsbereitschaftswert wird multipliziert mit 39%, daraus ergeben sich 18,02 EUR_{2010} pro Besucher und Jahr für eine erhebliche Reduzierung der Algenblüte.

Rechenschritt 3: Der Bezug auf eine angenommene Belastungsreduktion ist nur qualitativ/bildhaft beschrieben und kann daher nicht hergestellt werden.

Meyerhoff und Angeli (2011) führten in Deutschland eine Zahlungsbereitschaftsstudie zur Reduzierung der Eutrophierung in der Ostsee durch. Sie ermittelten Werte von 10,55 EUR_{2011} pro Haushalt und Jahr für eine 50%ige Erreichung der Ziele des Baltic-Sea-Action-Plans (BSAP) und 15,24 EUR_{2011} pro Haushalt und Jahr für eine 100%ige Erfüllung. 82,9% der Befragten hatten die Ostsee mindestens einmal zu Freizeitzwecken besucht, 17,1% noch nie. 2,1% der Befragten insgesamt schlossen einen zukünftigen Besuch aus.

Rechenschritt 2 (s. Kapitel 2.2): Die ZB-Werte werden analog der oben genannten Anteile in Erholungsnutzen, Options- und Nichtgebrauchswerte aufgeteilt: multipliziert mit 82,9% und inflationsbereinigt ergeben sich Werte von 8,65 EUR_{2010} pro Haushalt und Jahr für eine 50%ige Erreichung des BSAP und 12,49 EUR_{2010} pro Haushalt und Jahr für eine 100%ige Erreichung des BSAP.

Rechenschritt 3: Es wird angenommen, dass eine 50%ige bzw. 100%ige Zielerreichung mit der Erfüllung der deutschen Reduktionsziele um -5.620 t N-Einträge pro Jahr gleichzusetzen ist (s.a. Tab. B2 im Anhang). Geteilt durch 2.810 bzw. 5.620 t reduzierter N-Einträge pro Jahr ergeben sich Ergebniswerte von 0,003-0,002 EUR_{2010} pro Haushalt und Jahr und t N-Eintrag vermieden (dargestellt in Tabelle 29).

Sandström (1996) ermittelt einen Erholungsnutzen von 140 – 315 SEK_{1990} pro Fahrt für eine 50%ige Reduktion der N- und P-Konzentrationen an der schwedischen Ostseeküste. Es wird angenommen, dass pro Besucher 5 Fahrten im Jahr anfallen und dass die N-Konzentration im Basisfall 300 mg/m^3 beträgt. Hieraus ergibt sich eine angenommene Konzentration im Reduktionsfall von 150 mg N/m^3.

Rechenschritt 2 (s. Kapitel 2.2): Daraus errechnen sich 126 - 283 EUR_{2010}/Besucher*Jahr.

Rechenschritt 3 (Bezug zu einer angenommenen Belastungsreduktion, s. Kapitel 2.2): Geteilt durch 150 mg N/m^3 ergeben sich 0,8 – 1,9 EUR_{2010}/Besucher*Jahr und mg N/m^3 vermieden (dargestellt in Tabelle 29).

Söderqvist und Scharin (2000) ermitteln einen Erholungsnutzen von 43 – 71 SEK_{1998}/ Person*Monat bei einer Erhöhung der Sichttiefe um einen Meter. Es wird angenommen, dass im Basisfall eine uniforme Sichttiefe von 1 m herrscht und im Reduktionsfall eine uniforme Sichttiefe von 2 m erreicht werden kann, mit einer angenommenen Konzentration im Basisfall von 300 mg N/m^3 und einer angenommenen Konzentration im Reduktionsfall von -90 mg N/m^3.

Rechenschritt 2 (s. Kapitel 2.2): Daraus errechnen sich 68 - 113 EUR_{2010}/Besucher*Jahr.

Rechenschritt 3 (Bezug zu einer angenommenen Belastungsreduktion, s. Kapitel 2.2): Geteilt durch 90 mg N/m^3 ergeben sich 0,8 – 1,3 EUR_{2010}/Besucher*Jahr und *mg N/m^3 vermieden (dargestellt in Tabelle 29).

Diese Vorgehensweise wird ebenfalls angewendet bei Vesterinen et al. (2010) (hier wird angenommen, dass die Besucher 5 Tage im Jahr am Strand verbringen), Ahtiainen (2009) und Eggert und Olsson (2003), die somit generierten Ergebniswerte sind in Tabelle 29 dargestellt.

Soutukorva (2005) betrachtete den Nutzen der Verbesserung der Sichttiefe um einen Meter für die Anwohner des Stockholmer Archipels. Dazu wurde der Zusammenhang zwischen vergrößerter Sichttiefe und Nährstoffreduktion von Larsson verwendet (s. Beginn des Unterkapitels). Es ergaben sich Nutzengewinne von 59 bis 298 Mio. SEK_{1998} pro Jahr für 610.000 Besucher und 70 – 351 Mio. SEK_{1999} pro Jahr für 719.800 Besucher.

Rechenschritt 2 (s. Kapitel 2.2): Es errechnen sich 13 – 65 EUR_{2010}/Besucher*Jahr.

Rechenschritt 3 (Bezug zu einer angenommenen Belastungsreduktion, s. Kapitel 2.2): Geteilt durch 90 mg N/m^3 ergeben sich 0,1 – 0,7 EUR_{2010}/Besucher*Jahr und mg N/m^3 vermieden (dargestellt in Tabelle 29).

Tourismus

Kosenius (2004) ermittelte Zahlungsbereitschaften von Touristen an der Küste Finnlands zur Reduktion von (gefährlichen) Algenblüten, die sich durch Nährstoffüberschüsse in der Ostsee bilden. Es ergaben sich Werte von 24,90 EUR_{2003} pro Person und Jahr für eine 25%ige Reduzierung von Algenblüten zu Beginn der nächsten Sommersaison sowie für eine 50%ige Minderung des Risikos, am Verzehr von Schalentieren zu erkranken.

Rechenschritt 2: Es ergeben sich 26,80 EUR_{2010} pro Person und Jahr.

Rechenschritt 3: Der Bezug zu einer Belastungreduktion konnte nicht hergestellt werden.

Longo et al. (2007) bestimmten an der belgischen Küste die Zahlungsbereitschaft von Strandnutzern für eine Reduzierung von Algenblüten und der damit verbundenen Schaumbildung. 61% der Befragten gaben an, über Nacht an der Küste zu bleiben. Um Algenblüten erheblich zu reduzieren und eine geringe Algenblüte nur auf der Wasseroberfläche zu erreichen, waren die Befragten bereit, pro Jahr 43,57 EUR_{2007} zu bezahlen

Rechenschritt 2: 61% der Befragten sind Touristen (da sie über Nacht bleiben). Der Zahlungsbereitschaftswert wird daher multipliziert mit 61 %, es ergeben sich 28,18 EUR_{2010} pro Tourist und Jahr für eine erhebliche Reduzierung der Algenblüte.

Rechenschritt 3: Der Bezug auf eine angenommene Belastungsreduktion ist nur qualitativ/bildhaft beschrieben und kann daher nicht vorgenommen werden.

Indirekte Gebrauchswerte

Gesundheit

Kosenius (2004), Beschreibung s.u. „Tourismus".

Optionswerte

Meyerhoff und Angeli (2011), s. Beschreibung unter „Erholung".

Rechenschritt 2 (s. Kapitel 2.2): Die ZB-Werte werden analog der dort genannten Anteile in Erholungsnutzen, Options- und Nichtgebrauchswerte aufgeteilt: multipliziert mit 97,9% von 17,1% und inflationsbereinigt ergeben sich Werte von 1,75 EUR_{2010} pro Haushalt und Jahr für eine 50%ige Erreichung des BSAP und 2,52 EUR_{2010} pro Haushalt und Jahr für eine 100%ige Erreichung des BSAP.

Rechenschritt 3: Es wird vereinfachend angenommen, dass eine 50%ige bzw. 100%ige Zielerreichung mit der Erfüllung der deutschen Reduktionsziele um 5.620 t N-Einträge pro Jahr gleichzusetzen ist (s.a. Tab. B2 im Anhang). Geteilt durch 2.810 bzw. 5.620 t reduzierter N-Einträge pro Jahr ergeben sich Ergebniswerte von 0,001-0,0004 EUR_{2010} pro Haushalt und Jahr und t N-Eintrag vermieden (dargestellt in Tabelle 29).

Nicht-Gebrauchswerte

Meyerhoff und Angeli (2011), s. Beschreibung unter „Erholung".

Rechenschritt 2 (s. Kapitel 2.2): Die ZB-Werte werden analog der dort genannten Anteile in Erholungsnutzen, Options- und Nichtgebrauchswerte aufgeteilt: multipliziert mit 2,1% von 17,1% und inflationsbereinigt ergeben sich Werte von 0,04 EUR_{2010} pro Haushalt und Jahr für eine 50%ige Erreichung des BSAP und 0,05 EUR_{2010} pro Haushalt und Jahr für eine 100%ige Erreichung des BSAP.

Rechenschritt 3: Es wird vereinfachend angenommen, dass eine 50%ige bzw. 100%ige Zielerreichung mit der Erfüllung der deutschen Reduktionsziele um 5.620 t N-Einträge pro Jahr gleichzusetzen ist (s.a. Tab. B2 im Anhang). Geteilt durch 2.810 bzw. 5.620 t reduzierter N-Einträge pro Jahr ergeben sich Ergebniswerte von $1{,}3*10^{-5}$ -$9{,}6*10^{-6}$ EUR_{2010} pro Haushalt und Jahr und t N-Eintrag vermieden (dargestellt in Tabelle 29).

Toivonen et al. (2004) ermitteln Zahlungsbereitschaften von 48 – 134 USD_{1999}/ Nichtsportangler*Jahr (hier wurde Sportangeln als „Kulturgut" betrachtet, d. h. die Befragten waren explizit keine Sportangler).

Rechenschritt 2 (s. Kapitel 2.2): Es ergeben sich 63 – 175 EUR_{2010}/Nichtsportangler*Jahr.

Rechenschritt 3: Der Bezug zu einer angenommenen Belastungsreduktion konnte bisher nicht hergestellt werden.

Diese Vorgehensweise wird ebenfalls angewendet bei Vesterinen et al. (2010) und Eggert und Olsson (2003). Auch hier sind die Wirkungszusammenhänge bisher unklar.

Aggregierter Nutzen

Einige Studien nehmen eine aggregierte Bewertung der Nutzen einer Verminderung der Eutrophierung vor und beziehen sich nicht ausschließlich auf einzelne Aspekte wie den Erholungsnutzen. Eine Aufsplittung in Einzelnutzen im Sinne des TEV ist auf Basis dieser Studien oft nicht möglich, sie können aber als Vergleichsgrößen herangezogen werden.

Söderqvist (1996, nachzulesen in Turner et al. (1999)) ermittelte einen Gesamtnutzen (Gebrauchs- und Nichtgebrauchswerte) für eine Reduzierung der Eutrophierung bis hin zu einem für die Ostsee nachhaltigem Niveau. Die mittlere jährliche Zahlungsbereitschaft (WTP) pro Erwachsenem betrug 5.900 SEK_{1995} (oder 3.334 SEK_{1995} wenn nicht-Antworten als 0 WTP zählten). Nach Turner et al. (1999) betrugen Nährstoffeinträge in die Ostsee im Jahr 1993 insgesamt 1.022.754 t N und 38.888 t P.

Die Autoren von HELCOM und NEFCO (2007) stellen in verschiedenen Szenarien Maßnahmen zur Reduzierung der N- und P-Einträge aus Landwirtschaft, Kläranlagen, Verbrennungsanlagen etc. im Rahmen des BASP (Baltic Sea Action Plan) zusammen. Weiterhin schätzen sie basierend auf Turner et al. (1999) und anderen Studien den Gesamtnutzen einer Verminderung der Eutrophierung in der Ostsee ab, der sich auf 9-12 EUR_{1995} pro kg reduzierten N-Einträgen und 231-245 EUR_{1995} pro kg reduzierten P-Einträgen beläuft.

Tabelle 29: Monetäre Werte zu den Nutzen einer Reduzierung der Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material. Arbeitsstand.

TEV-Komponenten	Sektoren	Bewertungsgegenstand	Systemgrenzen	Bewertungsansatz	Originalwert	Ergebniswert [EUR_{2010}]	Autor(en)
Direkte Gebrauchswerte (konsumtiv)	Fischerei	Eutrophierung, Erholung, Fischerei	Pietarsaari, Finnland	Benefit Transfer und Schadensersatz-zahlungen an Fischer	1,2 Mio. - 2,3 Mio. FIM_{1989} /Jahr 1980-1989	Zusammenhang zur Belastungs-reduktion unklar	Siitonen et al. (1992)
	Aquakultur	Keine monetären Werte vorhanden					
	Sportangeln	Freizeitfischerei	Dänemark, Finnland, Island, Norwegen, Schweden	CV	57- 140 USD_{1999}/Sportangler * Jahr	Zusammenhang zur Belastungs-reduktion unklar	Toivonen et al. (2004)
		Badewasserqualität, Dorschbestände, Biodiversität	Westküste Schwedens	CE	1.200 SEK_{2002}/Sportangler * Jahr	Zusammenhang zur Belastungs-reduktion unklar	Eggert und Olsson (2003)[107]
		Dorschbestand	Skagerrak und Kattegatt (Schweden)	CE	150-200 SEK_{2002}/Sportangler*Jahr	Zusammenhang zur Belastungs-reduktion unklar	Olsson (2004)
		Einfluss von Wasserqualität auf Freizeitfischerei, Bootfahren, Schwimmen	Finnland (Seen und Küstengewässer)	Reisekosten	6,3-19 EUR_{1999}/Besucher * Angeltag bei + 1 m Sichttiefe	Zusammenhang zur Belastungs-reduktion unklar	Vesterinen et al. (2010)[108]
Direkte Gebrauchswerte	Erholung	Wasserqualität	Ostsee	Metaanalyse	41-53 EUR_{2007}/Person*a	0,5 -0,7/Besucher* Jahr und *mg N/m^3	Ahtiainen (2009)

[107] Eggert und Olsson (2003) beschrieben in ihrer Umfrage ein Projekt, welches die Wasserqualität der Ostsee mittels einer zeitlich begrenzten Gebühr über ein Jahr verbessern könnte. Es wird angenommen, dass sich diese (einmaligen) Werte auch jährlich erheben lassen könnten.

[108] In (Vesterinen et al., 2010) wird davon ausgegangen, dass die betrachteten Erholungsarten Fischen (hier Sportangeln zugeordnet), Schwimmen und Bootfahren (=Erholung) jeweils an getrennten Tagen auf getrennten Fahrten unternommen werden. Die monetären Werte sind also additiv zu betrachten (s.a. Hyytiäinen et al., 2010)

TEV-Komponenten	Sektoren	Bewertungsgegenstand	Systemgrenzen	Bewertungsansatz	Originalwert	Ergebniswert [EUR_{2010}]	Autor(en)
(nicht konsumtiv)						vermieden	
		Wasserqualität	Randers Fjord, Dänemark	CV	57 DDK_{2003}/Person*Monat bei +2,5-3 m Sichttiefe (10a)	0,3/Person*aund mg N/m✣ vermieden	Atkins und Burdon (2007)
		Badewasserqualität, Dorschbestände, Biodiversität	Westküste Schwedens	CE	600 SEK_{2002}/Besucher * Jahr	0,8/Besucher*Jahr und mg N/m^3 vermieden	Eggert und Olsson (2003)[109]
		Eutrophierung; Erholung	Skagerrak	WTP	0,07-0,018 SEK_{1997}/Person*a und t N-Eintrag/a red.	0,009-0,002/Person*a und t N-Eintrag/a red.	Franzén et al. (2006)
		Eutrophierung; Erholung	Laholm-Bucht (Schweden)	CV	24,07 SEK_{1996}/Jahr und kg red. N-Emission; 1.194,49 SEK_{1996}/Jahr und kg red. P-Emission	3,4/Jahr und kg red. N-Emission; 168/Jahr und kg red. P-Emission	Frykblom (1998) und SEPA (2010)
		Eutrophierung; Erholung	Golf von Finnland	CV	332 – 448 EUR_{2006} pro Haushalt und Jahr bei Reduktion des N (P)-Eintrags von 21(25)% aus Polen	333 – 449/ Haushalt und Jahr bei Reduktion des N (P)-Eintrags von 21(25)% aus Polen	Kosenius (2010)
		Wasserqualität, Reduktion von Algenblüten und Schaumbildung	Belgische Küstenzone	CE	43,57 EUR_{2007}/ Strandnutzer*Jahr für ein geringes Algenniveau	Zusammenhang zur Belastungs-reduktion unklar	Longo et al. (2007)

[109] Abgefragt wurde in (Eggert und Olsson, 2003) die Zahlungsbereitschaft zur Verbesserung der Badewasserqualität. Da die Umfrage nur unter den Anwohnern der schwedischen Westküste stattfand, wird angenommen, dass sich die monetären Werte ausschließlich der Kategorie Erholung zuordnen lassen. 100% der Befragten verbrachten mindestens einen Tag am Meer, und werden deshalb als direkte Nutzer (=Besucher) eingeordnet.

TEV-Komponenten	Sektoren	Bewertungsgegenstand	Systemgrenzen	Bewertungsansatz	Originalwert	Ergebniswert [EUR_{2010}]	Autor(en)
		Eutrophierung	Ostsee	CV	10,55/15,24 EUR_{2011} pro Haushalt und Jahr bei 50/100%iger Erreichung des BSAP	0,003-0,002 pro Haushalt und Jahr und t N-Eintrag vermieden	Meyerhoff und Angeli (2011)[110]
		Eutrophierung, Erholung	Schwedische Ostseeküste	Reisekosten	140 – 315 SEK_{1990} pro Fahrt bei -50% N-/P-Konz.	0,8 – 1,9/Besucher *Jahr und mg N/m^3 vermieden	Sandström (1996)
		Eutrophierung; Erholung	Archipel von Stockholm	CV	43-71 SEK_{1998}/ Person*Monat bei +1 m Sichttiefe	0,8-1,3/ Besucher*a und mg N/m^3 verm.	Söderqvist und Scharin (2000)
		Eutrophierung, Erholung	Archipel von Stockholm	CV (Reisekosten)	59-298 Mio. SEK_{1998}/a für 610.000 Besucher; 70–351 Mio. SEK_{1999}/a für 719.800 Besucher.	0,1 – 0,7/Besucher*Jahr und mg N/m3 vermieden	Soutukorva, Å (2005)
		Einfluss von Wasserqualität (Wasserklarheit) auf Freizeitfischerei, Bootfahren und Schwimmen	Finnland (Seen und Küstengewässer)	Reisekosten	6,3-19 EUR_{1999}/Besucher* Strandtag bei + 1 m Sichttiefe	0,4-1,3/Besucher*Jahr und mg N/m^3 vermieden	Vesterinen et al. (2010)
	Tourismus	Eutrophierung, Erholung und Gesundheit	Hanko, Golf von Finnland	CV	24,90 EUR_{2003}/Person und Jahr	Zusammenhang zur Belastungs-reduktion unklar	Kosenius (2004)
		Wasserqualität, Reduktion von Algenblüten und Schaumbildung	Belgische Küstenzone	CE	43,57 EUR_{2007}/ Strandnutzer*Jahr für ein geringes Algenniveau	Zusammenhang zur Belastungs-reduktion unklar	Longo et al. (2007)

[110] Meyerhoff und Angeli (2011) ermittelten, dass 82,9% der Befragten die Ostsee mindestens einmal zu Freizeitzwecken besucht und 17,1% noch nie. Annahme: ZB-Werte lassen sich analog in „Erholung“ und Options-/Nichtgebrauchswerte aufteilen.

TEV-Komponenten	Sektoren	Bewertungsgegenstand	Systemgrenzen	Bewertungsansatz	Originalwert	Ergebniswert [EUR_{2010}]	Autor(en)
Indirekte Gebrauchswerte	Gesundheit	Eutrophierung, Erholung und Gesundheit	Hanko, Golf von Finnland	CV	24,90 EUR_{2003}/Person und Jahr	Zusammenhang zur Belastungsred. Unkl.	Kosenius (2004)
Optionswerte		Eutrophierung	Ostsee	CV	10,55/15,24 EUR_{2011} pro Haushalt und Jahr bei 50/100%iger Erreichung des BSAP	0,001-0,0004 pro Haushalt und Jahr und t N-Eintrag vermieden	Meyerhoff und Angeli (2011)[111]
Nicht-Gebrauchswerte	Gesellschaft	Wasserqualität	Ostsee	Metaanalyse	57-62 EUR_{2007}/Person*a	Zusammenhang zur Belastungsred. unkl.	Ahtiainen (2009)[112]
		Badewasserqualität, Dorschbestände, Biodiversität	Westküste Schwedens	CE	600 SEK_{2002}/Person * Jahr	Zusammenhang zur Belastungsred. unkl.	Eggert und Olsson (2003)
		Eutrophierung	Ostsee	CV	10,55/15,24 EUR_{2011} pro Haushalt und Jahr bei 50/100%iger Erreichung des BSAP	$1{,}3*10^{-5}$ -$9{,}6*10^{-6}$ pro Haushalt und Jahr und t N-Eintrag vermieden	Meyerhoff und Angeli (2011)[113]
		Freizeitfischerei	Dänemark, Finnland, Island, Norwegen, Schweden	CV	48-135 USD_{1999}/Person* Jahr	Zusammenhang zur Belastungs-reduktion unklar	Toivonen et al. (2004)

[111] Meyerhoff und Angeli (2011) ermittelten, dass 82,9% der Befragten die Ostsee mindestens einmal zu Freizeitzwecken besucht und 17,1% noch nie. Annahme: ZB-Werte lassen sich analog in „Erholung“ und Options-/Nichtgebrauchswerte aufteilen.

[112] In der Metaanalyse ermittelt (Ahtiainen 2009) Zahlungsbereitschaften für die Kategorien „Erholung“ sowie „Erholung und Biodiversität“ für eine 50%ige Verbesserung der Wasserqualität. Zur Ermittlung der monetären Werte für die Nutzenkategorie Nichtgebrauchswerte wurden die Werte voneinander abgezogen.

[113] Meyerhoff und Angeli (2011) ermittelten, dass 82,9% der Befragten die Ostsee mindestens einmal zu Freizeitzwecken besucht hat und 17,1% noch nie. 2,1% der Befragten insgesamt werden die Ostsee nie besuchen. Annahme: ZB-Werte lassen sich analog in „Erholung“, Options- und Nichtgebrauchswerte aufteilen.

Eine zusammenfassende Darstellung der zum jetzigen Zeitpunkt somit ermittelten durchschnittlichen Ergebniswerte gibt Tabelle 3030 wider.

Tabelle 30: Zusammenfassung: Ergebniswerte einer Reduzierung der Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material.

TEV-Komponenten	Sektoren	Durchschnittliche Ergebniswerte [EUR_{2010}] auf Basis des Screenings
Direkte Gebrauchswerte (konsumtiv)	Fischerei	Zusammenhang zur Belastungsreduktion unklar
	Aquakultur	Keine monetären Werte vorhanden
	Sportangeln	Zusammenhang zur Belastungsreduktion unklar
	Erholung	0,1 – 1,9/Besucher*Jahr und *mg N/m^3 vermieden 0,009-0,002/Person*a und t N-Eintrag/a reduziert 0,003-0,002 pro Haushalt und Jahr und t N-Eintrag vermieden 1,2 -66/kg N reduziert; 16 – 580/kg P reduziert
	Tourismus	Zusammenhang zur Belastungsreduktion unklar
Indirekte Gebrauchswerte	Gesundheit	Zusammenhang zur Belastungsreduktion unklar
Optionswerte		0,001-0,0004 pro Haushalt und Jahr und t N-Eintrag vermieden
Nicht-Gebrauchswerte		$1,3*10^{-5}$ -$9,6*10^{-6}$ pro Haushalt und Jahr und t N-Eintrag vermieden

Auf Grund fehlender Wirkungszusammenhänge und der vorhandenen Nichtlinearitäten können als Alternative zu der hier vorgestellten Methodik marginale Vermeidungskosten herangezogen werden. Betrachtet werden müsste dazu diejenige akkumulierte Reduktion der Einträge, die nötig ist, um unterhalb eines bestimmten Konzentrationsziels (eines Schwellenwertes) zu gelangen bzw. zu bleiben.

IV.3.13 Biologische Störungen - mikrobielle Pathogene

Meeresökologische Wirkungszusammenhänge

Als mikrobielle Pathogene werden krankheitserregende Bakterien, andere Einzeller, Pilze und Viren betrachtet (z.B. Lang et al., 1996). Ursache ist insbesondere die Einleitung von Abwässern (zumeist Siedlungsabwässer, aber auch teilgeklärte Schiffsabwässer in Küstennähe) und Abfällen, diffuse Einträge (Tierfäkalien) sowie die Einführung von nicht-einheimischen Arten, die als Transportvehikel für „neue" (nicht-einheimische) Pathogene dienen können.

Als direkter Effekt einer Verringerung der Einführung mikrobieller Pathogene verringert sich die Zunahme der Belastung des Meerwassers mit krankheitserregenden Bakterien, anderen Einzellern, Pilzen und Viren. In der Folge verringert sich das Risiko einer Infektion insbesondere von Menschen sowie von Meerestieren und Meerespflanzen durch (eingeführte) Pathogene (als historische Beispiele dienen Fischer, 1896; Gramm, 1936; außerdem EC, 2006).

Relevanz der Belastung[114]:	*Nordsee*: niedrig bis mittel
	Ostsee: niedrig bis mittel
Wirkungszeit:	*Nord- und Ostsee*: Mittelfristig (Jahre)
Wirkungsraum:	Lokal
Evidenz/Konfidenz der beschriebenen Erkenntnisse:	Mittel
Wechselwirkungen (Wirkungen auf andere Belastungen):	*Selektive Entnahme*: Durch mögliche Belastungen der Zielarten mit Pathogenen

Nutzen der Belastungsreduzierung (Mengengerüst)

Geringere Konzentration von krankheitserregenden Bakterien, anderen Einzellern, Pilzen und Viren hat vor allem einen Einfluss auf den indirekten Gebrauchswert, da das Gesundheitsrisiko durch das Baden oder den Konsum von Meerestieren sinkt.

Darüber hinaus kann sich der direkte, nicht-konsumtive Gebrauchswert im Bereich Tourismus und Erholung erhöhen, falls durch eine geringere Konzentration mit diesen Stoffen vormals (häufig) gesperrte Wasser- und Strandflächen wieder für die Nutzung zur Verfügung stehen und sich ihre Qualität verbessert (Hanley et al., 2003). Direkte konsumtive Gebrauchswerte können steigen, wenn durch eine geringere Konzentration

[114] Die folgende Darstellung basiert auf eigenen Einschätzungen (GEOMAR). Auf den hier erarbeiteten methodischen Grundlagen basierende Kosten-Nutzen Analysen sollten die Bewertungen der ökol. Anfangsbewertung als Referenz für Einschätzungen der Relevanz sowie der Wirkungszeit und des Wirkungsraums heranziehen.

von mikrobiellen Pathogenen die nutzbaren Bestände von Fischen und anderen Meerestieren steigen (Fischerei, Sportangeln, Aquakultur).

Auch Optionswerte und Nicht-Gebrauchswerte steigen durch eine geringere Konzentration mikrobieller Pathogene im Meerwasser. Eine geringere Belastung verbessert die Möglichkeit einer zukünftigen Nutzung des Ökosystems (Optionswert). Nicht-Gebrauchswerte (Existenzwerte, Vererbungswerte und altruistische Werte) werden durch das Wissen um die (fortdauernde) Existenz eines nicht oder möglichst wenig gestörten Ökosystems positiv beeinflusst.

Tabelle 31: Nutzen einer Reduzierung des Eintrags mikrobieller Pathogene.

	Gebrauchswerte				Nicht-Gebrauchswerte		
Komponenten des TEV	Direkter Gebrauchswert (konsumtiv)	Direkter Gebrauchswert (nicht konsumtiv)	Indirekter Gebrauchswert	Optionswert	Existenzwert	Altruistischer Wert	Vererbungswert
Sektor	Fischerei Sportangeln Aquakultur	Tourismus Erholung	Gesundheit	Fischerei Sportangeln Aquakultur Tourismus Erholung Gesundheit Gesellschaft	Gesellschaft		

Negative Nutzenänderungen können in folgenden Sektoren auftreten:[115]

- Industrie (inkl. kommunale Kläranlagen)
- Schifffahrt

Wirkungspfade

Eintrag mikrobieller Pathogene → Belastung des Meerwassers → Infektion von Meerestieren (und –pflanzen) → Veränderung des Nutzens für

- die Gesundheit
- Fischerei, Sportangeln, Aquakultur

Eintrag mikrobieller Pathogene → Belastung des Meerwassers → Infektion von Menschen beim Baden → Veränderung des Nutzens für die Gesundheit

Eintrag mikrobieller Pathogene → Belastung des Meerwassers → Sperrung von Wasser- und Strandflächen → Veränderung des Nutzens für Tourismus, Erholung

[115] Die folgende Auflistung basiert auf Marggraf et al., 2011. Dort werden Auswirkungen der Meeresnutzung beschrieben.

Eintrag mikrobieller Pathogene → Belastung des Meerwassers → Schädigung einzelner Arten → Veränderung des Nutzens für die Gesellschaft

Die Wirkungspfade 1a und 2 (Eintrag mikrobieller Pathogene → [...] → Nutzenänderung für die Gesundheit) werden als **relevant** erachtet.

Der Wirkungspfad 4 (Eintrag mikrobieller Pathogene → Biodiversitätsveränderungen → Nutzenänderung für die Gesellschaft) wird nur als **relevant** erachtet, wenn es sich um dauerhafte Schädigungen handelt.

Da es sich um eine lokale Belastung mit niedrigen bis mittleren Schäden handelt, werden die Wirkungspfade 1b und 3 als **nicht relevant** erachtet. Fischer, Sportangler und Betreiber von Aquakulturbetrieben werden einen vernachlässigbaren Nutzenverlust erleiden, da sie auf andere Fischgründe ausweichen können. Ebenso können Strandbesucher auf einen anderen Strand ausweichen. Sekundäre Effekte ergeben sich dann allerdings bei den betroffenen Gemeinden, die dadurch Einbußen bei ihren Einnahmen aus dem Tourismus erleiden können.

Möglichkeiten der Monetarisierung

Wie oben beschrieben, lassen sich die vorgeschlagenen monetären Werte in vier verschiedene Kategorien einteilen:

a) Marktpreise oder Zahlungsbereitschaftsstudien für die deutsche Nord- und Ostsee,

b) Studien für andere Gebiete, die über benefit transfer auf deutsche Verhältnisse übertragen werden,

c) Vermeidungs- oder Wiederherstellungskosten oder

d) qualitative Beschreibung.

Für die vorliegende Belastung wird Kategorie b) verfolgt.

Es existieren eine Reihe von Studien zu den Nutzen einer guten bzw. verbesserten Wasserqualität (eine schlechte Wasserqualität wird häufig durch mikrobielle Pathogene verursacht, s.o.). Meist stehen die Risiken für die menschliche Gesundheit im Fokus, aber auch Auswirkungen auf den Erholungsnutzen.

Direkte Gebrauchswerte

Sportangeln

Beaumais und Appéré (2010) ermittelten die Zahlungsbereitschaft von Sportanglern für nicht von Bakterien oder Viren kontaminierte Schalentiere. Da dieser Wirkungspfad als nicht relevant identifiziert wurde, wird auf diese Studie nicht näher eingegangen.

Erholung

In der Studie von Hanley et al. (2003) werden Stated- und Revealed-Preference-Ansätze miteinander kombiniert, um den Wert einer Erhöhung der Badewasserqualität in Schottland zu bestimmen. Die Konsumentenrente für die vorgeschlagenen Änderungen der Wasserqualität wird mit 0,48 GBP_{1999} pro Strandbesuch oder 5,81 GBP_{1999} pro Person und Jahr geschätzt. Werden diese Ergebnisse mit nationalen Daten über Strandnutzung

pro Kopf kombiniert, ergeben sich aggregierte Nutzen von 1,25 Millionen GBP_{1999} pro Jahr.

Rechenschritt 2 (s. Kapitel 2.2): Es ergeben sich 0,58 EUR_{2010}/Strandbesuch und 6,99 EUR_{2010}/Person/Jahr für eine verbesserte Wasserqualität.

Rechenschritt 3: Der Bezug auf eine angenommene Belastungsreduktion ist nur qualitativ/bildhaft beschrieben und kann daher nicht vorgenommen werden.

Indirekte Gebrauchswerte

Gesundheit

Hanley und Kristrom (2002) führten eine Zahlungsbereitschaftsanalyse durch für Ayr und Irvine, Küstenstädte in Schottland an der Irischen See. 783 lokale Anwohner wurden befragt, was sie für eine Verbesserung der Wasserqualität bis hin zu den Standards der EU Wasserqualitätsdirektive 76/160/EG bereit wären zu zahlen. Die Befragung umfasste folglich Gebrauchs- und Nicht-Gebrauchswerte (z.B. Annehmlichkeiten (amenities) oder Existenzwerte). Als Zahlungsmodalität wurde die Erhöhung der Wasser- und Abwassergebühren vorgeschlagen. Pro Person und Jahr ergaben sich Zahlungsbereitschaften von im Mittel 12,24 GBP_{2000} für Ayr und 7,23 GBP_{2000} für Irvine

Rechenschritt 2: Es ergeben sich für Ayr 22,37 EUR_{2010}/Person und Jahr sowie 13,20 EUR_{2010}/Person und Jahr für Irvine.

Rechenschritt 3: Der Bezug einer angenommenen Belastungsreduktion konnte bisher nicht hergestellt werden.

Le Goffe (1995) führte eine kontingente Bewertungsstudie zur Reduzierung von Eutrophierung und mikrobieller Verschmutzung an küstennahen Gewässern in Brest (Frankreich) durch. Die Zahlungsbereitschaft betrug pro Haushalt und Jahr zwischen 214 und 218 $FFR_{1993,}$ um ohne Risiko baden und dort vorkommende Schalentiere (wild shellfish) essen zu können.

Rechenschritt 2: (s. Kapitel 2.2): Daraus errechnen sich zwischen 340 und 347 EUR_{2010} je Haushalt und Jahr.

Rechenschritt 3: Der Bezug auf eine angenommene Belastungsreduktion ist nicht näher beschrieben und kann daher nicht vorgenommen werden.

Machado und Mourato (2002) ermitteln Zahlungsbereitschaften von 2.500 PTE_{1997}/Person und Krankheitsfall. Laut Auswertungen der WHO (2003) führen etwas mehr als 200 Koloniebildende Einheiten (KbE) von Intestinalen Enterokokken (IE) pro 100 ml zu einem 5%igen Risiko, eine Magenverstimmung zu bekommen (entspricht einer guten bis ausreichenden Wasserqualität (EC, 2006), während etwas mehr als 40 KbE/100 ml zu einem 1%igen Risiko führen (entspricht einer ausgezeichneten Wasserqualität (EC, 2006)).

Rechenschritt 2 (s. Kapitel 2.2): Es ergeben sich 5.130 EUR_{2010}/ Person und Krankheitsfall.

Rechenschritt 3: Ausgehend von einem Risiko einer Erkrankung von 5% und einer Minderung des Risikos auf 1% (von 200 KbE/100 ml auf 40 KbE/100 ml) ergeben sich 32 EUR_{2010}/Person und vermiedenen kBE_{IE}/100 ml Meerwasser (= vermiedener Krankheitsfall, dargestellt in Tabelle 32)

Mourato et al. (2003) ermitteln Zahlungsbereitschaften von 1,1-2 GBP_{2002}/Haushalt und Jahr, um das Risiko, durch intestinale Enterokokken beim Baden im Meerwasser eine Gastroenteritis (Magenverstimmung) zu bekommen, von 2- 7% auf 1% zu verringern.

Rechenschritt 2 (s. Kapitel 2.2): Es ergeben sich daraus 1,9-3,5 EUR_{2010}/Haushalt und Jahr.

Rechenschritt 3: Ausgehend von 2,03 Personen pro Haushalt in Deutschland 2010 (Destatis, 2012), 5 Badebesuchen pro Person und Jahr und einem Risiko einer Erkrankung von 5% ergeben sich 3,8-7 EUR_{2010}/Person und Krankheitsfall. Wird das Risiko einer Erkrankung auf 1% gemindert (von 200 KbE/100 ml auf 40 KbE/100 ml, s.o.) ergeben sich 0,02-0,04 EUR_{2010}/Person und vermiedenen kBE_{IE}/100 ml Meerwasser (= vermiedener Krankheitsfall, dargestellt in Tabelle 32)

Dieselbe Herangehensweise wird für Georgiou et al. (2000) verfolgt, nur dass hier von einem Erkrankungsrisiko von 10% und einer Ausgangsverschmutzung von 500 KbE/100 ml ausgegangen wird (da es sich um Zahlungsbereitschaften handelt, die noch ein stärkeres Verschmutzungsniveau repräsentieren).

Tabelle 32: Monetäre Werte zu den Nutzen einer Reduzierung des Eintrags mikrobieller Pathogene.

	Sektor(en)	Bewertungsgegenstand	Systemgrenzen	Bewertungsansatz	Originalwert	Ergebniswert [EUR_{2010}]	Autor(en)
Direkte Gebrauchswerte (konsumtiv)	Fischerei	Keine relevanten Wirkungspfade identifiziert					
	Aquakultur						
	Sportangeln						
Direkte Gebrauchswerte (nicht konsumtiv)	Tourismus						
	Erholung	Wasserqualität	Schottland	CV	0,48 GBP_{1999} pro Strandbesuch 5,81 GBP_{1999} pro Person und Jahr	Zusammenhang zur Belastungs-Reduktion unklar	Hanley et al. (2003)
		Wasserqualität	Great Yarmouth, Lowestoft und Norfolk (UK)	CV	35,73 GBP_{1997} /Haushalt*Jahr zur Einhaltung der rev. Badegewässerrichtlinie	0,14/Person und vermiedenen kBE_{IE}/100 ml	Georgiou et al. (2000)
Indirekte Gebrauchswerte	Gesundheit	Wasserqualität	Großbritannien, Küstenorte Ayr und Irvine	CVM	12,24 GBP_{2000} für Ayr und 7,23GBP_{2000} für Irvine	Zusammenhang zur Belastungs-Reduktion unklar	Hanley und Kristrom (2002)
		Wasserqualität, Eutrophierung	Brest, Frankreich	CV	214-218 FFR_{1993} pro Haushalt und Jahr	Zusammenhang zur Belastungs-Reduktion unklar	Le Goffe (1995)
		Wasserqualität, Abfälle an Stränden (inkl. Hundekot), Amenities	England, Wales	CV (Choice Experiment)	1,1 – 2 GBP_{2002} /Haushalt*Jahr für eine Gastroenteritis -Risikominderung von 2-7% auf 1%	0,02-0,04/Person und vermiedenen kBE_{IE}/100 ml	Mourato et al. (2003)
		Wasserqualität	Estoril-Küste Portugal	Contingent ranking, Contingent valuation	2.500 PTE_{1997}/Person und Krankheitsfall	32/Person und vermiedenen kBE_{IE}/100 ml	Machado und Mourato (2002)

	Sektor(en)	Bewertungsgegenstand	Systemgrenzen	Bewertungsansatz	Originalwert	Ergebniswert [EUR_{2010}]	Autor(en)
Optionswerte	Fischerei Sportangeln Aquakultur Tourismus Erholung Gesundheit Gesellschaft	Keine monetären Werte vorhanden					
Nicht-Gebrauchswerte	Gesellschaft	Keine monetären Werte vorhanden					

IV.3.14 Biologische Störungen - nicht-einheimische Arten und Umsiedlungen

Meeresökologische Wirkungszusammenhänge

Als nicht-einheimische Arten können Arten, Unterarten oder niedrigere Taxa verstanden werden, die außerhalb ihrer natürlichen (früheren oder heutigen) Verbreitungsgrenzen und außerhalb ihres natürlichen Verbreitungspotentials in den betrachteten Lebensraum eingeführt wurden/werden. Dies beinhaltet jedes Stück, jede Geschlechtszelle oder Verbreitungsform einer Art, das/die überlebensfähig und in Lage ist, sich später zu reproduzieren (EUKOM, 2011). Vektoren für die Einführung nicht-einheimischer Arten sind insbesondere die Schifffahrt (im Ballastwasser und am Rumpf), Aquakulturen und Treibgut, z.B. Plastik (OSPAR, 2010; Mouat, Lozano und Bateson, 2010).

Als direkter Effekt einer reduzierten Anzahl eingeführter nicht-einheimischer Arten verringert sich das Potenzial einer Zunahme invasiver (sich etablierender) Arten, also von Veränderungen der Artengemeinschaft. Dies kann zu geringerer Konkurrenz um Nahrung und Lebensraum und daher zu einer geringeren Verdrängung einheimischer Arten führen. Insgesamt verringert sich so das Potenzial von Veränderungen der Diversität, von Nahrungsnetzen, von Energieflüssen, Materialzyklen und der Systemstabilität gegenüber weiteren Störungen. In Folge dessen sinkt auch das Risiko von extremen Veränderungen des Lebensraums z.B. durch Veränderungen der Sedimentzusammensetzung, der physikalischen Struktur des Meeresbodens und von biogenen Substraten. Weiter verringert sich das Potenzial für die indirekte Einführung von Krankheitserregern (OSPAR, 2010; Gren, Isacs und Carlsson, 2007; Molnar et al., 2008 sowie Olenin et al., 2010).

Die Einwanderung nicht-einheimischer Arten muss allerdings nicht zwangsläufig zu einer als negativ zu bewertenden Änderung im Ökosystem führen. So können diese Arten z.B. Nischen ausfüllen, die bislang nicht besetzt waren oder solche, die in Zukunft durch den globalen Wandel frei werden.

Relevanz der Belastung[116]:	*Nordsee*: mittel
	Ostsee: niedrig
Wirkungszeit:	*Nord- und Ostsee*: Langfristig (Jahrzehnte bis ∞)
Wirkungsraum:	Lokal bis regional
Evidenz/Konfidenz der beschriebenen Erkenntnisse:	Gering
Wechselwirkungen (Wirkungen auf andere Belastungen):	*Mikrobielle Pathogene*: Durch verstärkte Einführung nicht-einheimischer Pathogene
	Selektive Entnahme: Durch mögliche Veränderungen der Lebensgemeinschaften

Nutzen der Belastungsreduzierung (Mengengerüst)

Nicht-einheimische Arten können in Konkurrenz zu nutzbaren einheimischen, befischten Arten treten oder die Jäger-Beute-Beziehung in einem Ökosystem verändern. Eine Verringerung des Vorkommens nicht-einheimischer Arten könnte daher den direkten konsumtiven Gebrauchswert durch steigende nutzbare Bestände von Fischen, Muscheln, etc. positiv beeinflussen. Nicht-einheimische Arten können allerdings auch wirtschaftlich nutzbar sein, wie z.B. die mittlerweile in Norwegen auftretende und befischte Red King Crab (OSPAR, 2010). Durch die Eindämmung einer solchen Population würden potentielle monetäre Einkünfte aus dem Fang und Verkauf dieser Tiere verloren gehen. Allerdings kann es gleichzeitig zu einer Verdrängung einheimischer, nutzbarer Arten kommen. Solche ökologischen Interaktionen müssen berücksichtigt werden, um den Nettonutzen einer Belastungsreduzierung zu bestimmen.

Eine Verringerung des Vorkommens nicht-einheimischer Arten kann darüber hinaus die nicht-konsumtiven Gebrauchswerte positiv beeinflussen, da geringere Schäden an Schiffen und Hafenanlagen zu erwarten sind (Gren et al., 2007).

Eine Verringerung nicht-einheimischer Arten führt potentiell auch zu geringeren Gesundheitsrisiken, z.B. in Folge von giftigen Algenblüten eingewanderter Algenarten.

Die Verringerung der Einschleppung nicht-einheimischer Arten führt zu einer geringeren Veränderung der natürlichen Prozesse und Artenvielfalt in einem Ökosystem. Potentiell wird sich dies positiv auf Options- und Nicht-Gebrauchswerte auswirken. Es ist aber auch denkbar, dass nicht-einheimische Arten freie oder frei-werdende Nischen besetzen, was potentiell auch zu höherer Diversität führen kann und nicht zwangsläufig negative Auswirkungen auf diese Werte haben muss.

[116] Die folgende Darstellung basiert auf eigenen Einschätzungen (GEOMAR). Auf den hier erarbeiteten methodischen Grundlagen basierende Kosten-Nutzen Analysen sollten die Bewertungen der ökol. Anfangsbewertung als Referenz für Einschätzungen der Relevanz sowie der Wirkungszeit und des Wirkungsraums heranziehen.

Die genauen Auswirkungen der Einbringung oder Einwanderung nicht-einheimischer Arten auf den Nutzen hängen stark von den spezifischen Eigenschaften jeder einzelnen Art ab.

Tabelle 33: Nutzen einer Reduzierung des Vorkommens nicht einheimischer Arten und Umsiedlungen.

	Gebrauchswerte				Nicht-Gebrauchswerte		
Komponenten des TEV	Direkter Gebrauchswert (konsumtiv)	Direkter Gebrauchswert (nicht konsumtiv)	Indirekter Gebrauchswert	Optionswert	Existenzwert	Altruistischer Wert	Vererbungswert
Sektor	Fischerei Sportangeln	Schifffahrt	Gesundheit	Fischerei Sportangeln Schifffahrt Gesundheit Gesellschaft	Gesellschaft		

Negative Nutzenänderungen können in folgenden Sektoren auftreten:[117]

- Schifffahrt
- Aquakultur

Wirkungspfade

Vorkommen nicht-einheimischer Arten → Zunahme invasiver (sich etablierender) Arten → Veränderungen der Biodiversität → Veränderung des Nutzens für

- Fischerei und Sportangeln
- die Gesellschaft

Vorkommen nicht-einheimischer Arten → Schäden an Schiffen und Hafenanlagen → Veränderung des Nutzens für die Schifffahrt

Vorkommen nicht-einheimischer Arten → potentielle Bildung toxischer Blüten eingewanderter Algenarten→ potentielle Veränderung des Nutzens für die Gesundheit

Die Wirkungspfade 1a, 1b und 2 werden als **relevant** erachtet.

Wirkungspfad 3 wird dann als **relevant** erachtet, wenn es zu einer großräumigen Bildung toxischer Algenblüten kommt.

[117] Die folgende Auflistung basiert auf Marggraf et al., 2011. Dort werden Auswirkungen der Meeresnutzung beschrieben.

Möglichkeiten der Monetarisierung

Wie oben beschrieben, lassen sich die vorgeschlagenen monetären Werte in vier verschiedene Kategorien einteilen:

a) Marktpreise oder Zahlungsbereitschaftsstudien für die deutsche Nord- und Ostsee,

b) Studien für andere Gebiete, die über benefit transfer auf deutsche Verhältnisse übertragen werden,

c) Vermeidungs- oder Wiederherstellungskosten oder

d) qualitative Beschreibung.

Es existieren mittlerweile einige nicht-einheimische Arten in Deutschland, eine Abschätzung ihrer gesamten Schadensauswirkungen liegt jedoch bisher nicht vor. Es wird daher auf Studien zu den Auswirkungen (Schädigungen) durch einzelne eingeschleppte Arten zurückgegriffen. Für die Nutzenkategorie n Fischerei, Schifffahrt und Industrie können daher Kategorien a) und b) verfolgt werden. Für alle andere Nutzenkategorien muss hingegen auf eine qualitative Beschreibung (Kategorie d) zurückgegriffen werden.

Direkte Gebrauchswerte: Fischerei, Schifffahrt, Industrie

Gren et al. (2007) ermittelten Schadenskosten, die durch den Bewuchs von Brackwasser-Seepocken *Balanus improvisus* in Schweden auf Booten, Schiffen und in Kühlwasserkanälen entstehen. Sie schätzten gesamte jährliche Kosten zur Entfernung der Seepocke ab von 123.156.300 - 334.316.400 SEK_{2006} für 258.000 Freizeitboote in Schweden.

Rechenschritt 2 (s. Kapitel 2.2): Es wird angenommen, dass diese Kosten auch für Fischerboote repräsentativ sind. Es ergeben sich 46-125 EUR_{2010} pro Boot und Jahr als Schadenskosten durch die Brackwasser-Seepocke.

Rechenschritt 3: Der Nutzen durch ein Nicht-Auftreten der Brackwasser-Seepocke wird mit den (vermiedenen) Schadenskosten gleichgesetzt (Tabelle 34).

Gren et al. (2007) ermittelten weiterhin Schadenskosten durch den Bewuchs mit *Balanus improvisus* von 160.000-200.000 SEK_{2006} pro Jahr für Schiffe mit 5.000-40.000 Bruttoregistertonnen und 250.000-500.000 SEK_{2006} pro Jahr für Schiffe mit >40.000 Bruttoregistertonnen. Seepocken stellen in Schweden auch ein Problem für Kernkraftwerke dar, da sie in den Kühlwasserkanälen siedeln und dort entfernt werden müssen. Kosten hierfür wurden von den Autoren mit 10-15 Mio. SEK_{2006} pro Kraftwerk und Jahr geschätzt.

Die Berechnung erfolgt analog der oben dargestellten Methode.

Als ein weiteres Beispiel für nicht-einheimische Arten wird die Schiffsbohrmuschel *Teredo navalis* herausgegriffen, die für Schäden an hölzernen Bootsrümpfen, Küsten- und Hafenbefestigungsanlagen (Buhnen) sorgt. Geiter et al. (2002) geben an, dass diese allein in Mecklenburg-Vorpommern Schäden in Höhe von 3 Mio. DM jährlich verursachen. StALU MM (2010) berichten, dass ein Befall mit *teredo navalis* im Jahr 1993 410 Buhnen zerstörte und Schäden von 12,8 Mio. EUR_{2010} verursachte.

Rechenschritt 2 (s. Kapitel 2.2): Da keine Kostendaten für den Befall von Booten vorliegen, werden nur die hölzernen Küstenbefestigungsanlagen betrachtet. Weiterhin wird auf die jährliche Kostenangabe von (Geiter et al., 2002) zurückgegriffen. Es ergeben sich daraus 1,7 Mio. EUR_{2010} Schadenskosten in Mecklenburg-Vorpommern pro Jahr.

Rechenschritt 3: In Mecklenburg-Vorpommern befinden sich 1.023 Buhnen (StALU MM 2010), die durch *Teredo navalis* potentiell Schäden erleiden könnten[118]. Es ergibt sich somit ein Ergebniswert von 1.670 EUR_{2010} pro nicht-befallener Buhne (Tabelle 34).

Direkte Gebrauchswerte: Sportangeln sowie Optionswerte

Für diese Nutzenkategorien kann keine monetäre Bewertung vorgenommen werden. Begründet ist dies zum einen in der Vielzahl der nicht-einheimischen Arten[119], die noch nicht ausreichend erfasst sind, und darüber hinaus in unzureichenden Kenntnissen über ihre ökosystemaren Auswirkungen (bspw. auf den Fischbestand). Zum anderen gibt es nach Kenntnis der Autoren keine Zahlungsbereitschaftsstudien, die sich gezielt mit diesem Thema auseinandersetzen.

Zur Durchführung einer Zahlungsbereitschaftsstudie unter Sportanglern könnte bspw. eine repräsentative nicht-einheimische Art ausgewählt werden, die einen schädigenden Einfluss auf die einheimische Fischpopulation hat (unter der Voraussetzung, dass dieser Einfluss hinreichend bekannt und erforscht ist). Zur Herleitung von Optionswerten ist die Beschränkung auf Fischschädigungen nicht unbedingt notwendig, allerdings sollten auch hier ökosystemare Wirkungen der eingeschleppten Arten ausreichend genau bekannt sein.

Indirekte Gebrauchswerte: Gesundheit

Nunes und van den Berg (2004) ermitteln einen Nutzen von 55 EUR_{2001} pro Person und Jahr zur Vermeidung von potentiell gefährlichen Blüten eingewanderter Algenarten HAB. Es wird angenommen, dass dieser Nutzen repräsentativ für die Kategorie „Gesundheit“ ist.

Rechenschritt 2 (s. Kapitel 2.2): Es ergeben sich 75,24 EUR_{2010} pro Person und Jahr zur Vermeidung von HAB (Tabelle 34).

Rechenschritt 3: Der Bezug zur Belastungsreduktion konnte nicht hergestellt werden.

Kosenius (2004) ermittelte Zahlungsbereitschaften von Touristen an der Küste Finnlands zur Reduktion von (gefährlichen) Algenblüten, die sich durch Nährstoffüberschüsse in der Ostsee bilden. Dies kann auch auf eingewanderte Algenarten übertragen werden. Es ergaben sich Werte von 24,90 EUR_{2003} pro Person und Jahr für eine 25%ige Reduzierung

---

[118] Mittlerweile wurden in M.-V. befallenen Buhnen durch tropische Hölzer ersetzt, die einem Befall länger standhalten können (StALU MM 2010).

[119] Lenz et al. (2000) zählten bis zu 161 eingeschleppte Arten im Ballastwasser, Tanksediment und Schiffsbewuchs.

von Algenblüten zu Beginn der nächsten Sommersaison sowie für eine 50%ige Minderung des Risikos, am Verzehr von Schalentieren zu erkranken.

Rechenschritt 2: Es ergeben sich 26,80 EUR_{2010} pro Person und Jahr.

Rechenschritt 3: Der Bezug einer Belastungsreduktion konnte nicht hergestellt werden.

Nichtgebrauchswerte

Nunes und van den Berg (2004) ermitteln eine Zahlungsbereitschaft für ein Meeresschutzprogramm (Ökosystemnutzen) von 76,2 EUR_{2001} pro Person und Jahr zur Vermeidung von potentiell gefährlichen Blüten eingewanderter Algenarten HAB. Es wird angenommen, dass dieser Nutzen repräsentativ für die Kategorie „Nichtgebrauchswerte“ ist.

Rechenschritt 2 (s. Kapitel 2.2): Es ergeben sich 104,24 EUR_{2010} pro Person und Jahr zur Vermeidung von HAB (Tabelle 34).

Rechenschritt 3: Der Bezug zur Belastungsreduktion konnte nicht hergestellt werden.

Tabelle 34: Monetäre Werte zu den Nutzen einer Reduzierung des Vorkommens nicht einheimischer Arten und Umsiedlungen.

	Sektor(en)	Bewertungsgegenstand	Systemgrenzen	Bewertungsansatz	Originalwert	Ergebniswert [EUR_{2010}]	Autor(en)
Direkte Gebrauchswerte (konsumtiv)	Fischerei	Balanus improvisus (Brackwasser-Seepocke)	Schweden	Schadenskosten	123.156.300 - 334.316.400 SEK_{2006} pro Jahr für 258.000 Freizeitboote	45,9 – 124,5 pro Boot und Jahr und Nicht-Bewuchs durch Balanus impr.	Gren et al. (2007)
	Sportangeln	Keine monetären Werte vorhanden					
Direkte Gebrauchswerte (nicht konsumtiv)	Schifffahrt	Teredo Navalis (Schiffsbohrmuschel)	Mecklenburg-Vorpommern	Schadenskosten	3 Mio. DM pro Jahr	1.666 pro Jahr und nicht-befallener Buhne	Geiter et al. (2002)
		Balanus improvisus (Brackwasser-Seepocke)	Schweden	Schadenskosten	160.000 – 500.000 SEK_{2006} pro Schiff und Jahr (Schiffe mit 5000 - >40.000 Bruttoregistertonnen)	15.375 – 48.048 pro Schiff[120] und Jahr und Nicht-Bewuchs durch Balanus impr.	Gren et al. (2007)
	Industrie	Balanus improvisus (Brackwasser-Seepocke)	Schweden	Schadenskosten	10 – 15 Mio. SEK_{2006} pro Kraftwerk und Jahr	0,96 – 1,4 Mio. pro Kraftwerk und Jahr und Nicht-Bewuchs durch Balanus impr.	Gren et al. (2007)
Indirekte Gebrauchswerte	Gesundheit	Eutrophierung, Erholung und Gesundheit	Hanko, Golf von Finnland	CV	24,90 EUR_{2003}/Person und Jahr	Zusammenhang zur Belastungsreduktion unklar	Kosenius (2004)

[120] Gültig für Schiffe ab 5.000 Bruttoregistertonnen

		Gefährliche Algenblüten (HAB)	Zandvoort, Niederlande	Reisekosten, CV	55 EUR_{2001}/Person und Jahr für das Vermeiden von HAB	Zusammenhang zur Belastungsreduktion unklar	Nunes und van den Bergh (2004)
Optionswerte		Keine monetären Werte vorhanden					
Nicht-Gebrauchswerte	Gesellschaft	Gefährliche Algenblüten (HAB)	Zandvoort, Niederlande	Reisekosten, CV	76,2 EUR_{2001}/Person und Jahr für das Vermeiden von HAB	Zusammenhang zur Belastungsreduktion unklar	Nunes und van den Bergh (2004)

IV.3.15 Biologische Störungen - selektive Entnahme von Arten

Meeresökologische Wirkungszusammenhänge

Fischerei in der Meeresumwelt ist die gezielte Entfernung ausgewählter Arten mit Fischereigeräten. Verursacher sind die industrielle Fischerei sowie die Freizeitfischerei (EUKOM, 2011).

Im Gegensatz zu der selektiven Entnahme von lebendem Substrat (3.3.3) werden hier die befischten Organismen in ihrer Rolle als Lebewesen und nicht als Substrat/Lebensraum betrachtet.

Abbildung 15 stellt die Zusammenhänge und Folgen einer Reduzierung der Belastung der Meeresumwelt durch Fischerei graphisch dar. In diesem Abschnitt werden zunächst die Auswirkungen auf die biophysikalischen Strukturen, Prozesse und Funktionen dargestellt. Im folgenden Abschnitt folgt die Beschreibung der Auswirkungen auf den Nutzen.

Ein geringerer Fischereidruck auf eine Art führt zu einer geringeren gezielten Entnahme und geringeren Vertreibung sowie zu einer Erholung der Populationsstruktur und Reproduktionskapazität der befischten Art. Darüber hinaus kommt es zu geringeren Verlusten durch Beifang und zu geringeren Schäden am Meeresboden, falls für den Fischfang Grundschleppnetze eingesetzt wurden. Dies hat folgende direkte Effekte: Zunahme des Bestands der befischten Art und Normalisierung der Artengemeinschaften/Nahrungsnetze. Durch gesteigerte Fischbestände sinkt das Risiko der Ausrottung der jeweiligen Art. Ein weiterer Effekt ist eine Abnahme der potentiellen Belastungen durch alte Netze, Öl und Kraftstoffe (Rumohr, 2003; Piet et al., 2010; OSPAR, 2010).

Die Fischerei stellt für die Nord- und Ostsee eine zentrale Belastung dar. Allerdings weisen Marggraf et al. (2011) darauf hin, dass nicht alle (Fisch)Bestände überfischt sind, sondern es deutliche Unterschiede im Zustand der Populationen gibt: „Schellfisch, Wittling oder Seelachs werden beispielsweise auf einem nachhaltigen Niveau bewirtschaftet und auch beim Krabbenbestand gibt es keine Überfischungsprobleme. [...] Der Bestand des Kabeljaus hingegen wird als schlecht bewertet, wobei auch hier ein positiver Trend zu erkennen ist.“

Darüber hinaus hängt der Schaden, der z.B. am Meeresboden hervorgerufen werden kann, nicht nur von der Fischfangmethode und den verwendeten Geräten, sondern auch vom Zustand des Meeresbodens in dem betroffenen Gebiet ab. So gibt es Gebiete, die bereits durch Gezeiten und Stürme starken Veränderungen unterworfen sind, so dass dort der Einsatz von Grundschleppnetzen weniger kritisch ist als in sensiblen Gebieten (Marggraf et al., 2011).

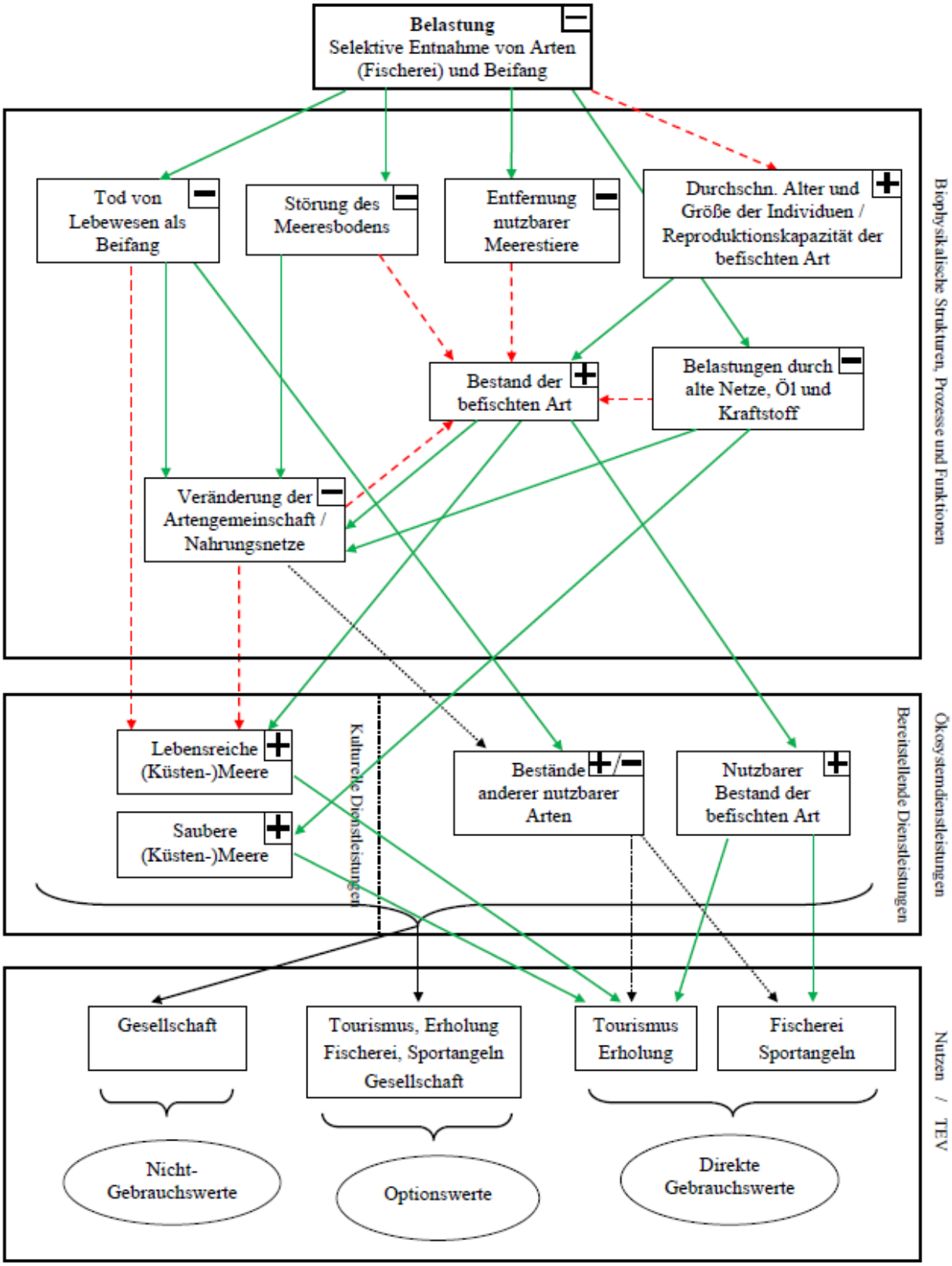


Abbildung 15: Wirkungszusammenhänge und Auswirkungen einer Reduzierung der selektiven Entnahme von Arten, einschließlich anfallender Beifänge

Relevanz der Belastung[121]:	*Nordsee*: hoch
	Ostsee: mittel
Wirkungszeit:	*Nord- und Ostsee*: Mittelfristig (Jahre)
Wirkungsraum:	Regional
Evidenz/Konfidenz der beschriebenen Erkenntnisse:	Hoch
Wechselwirkungen (Wirkungen auf andere Belastungen):	*Abschürfung*: Durch Grundschleppnetze
	Selektive Entnahme: z.B. durch Miesmuschelfischerei
	Unterwasserlärm: Durch Schiffslärm
	Abfälle: Durch Verluste an Fischereigeschirr
	Kontamination durch gefährliche Stoffe: Durch Resuspension (Aufwirbelung) von Schadstoffen aus dem Sediment (bei Grundschleppnetzen)
	Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material: Durch Resuspension von Nährstoffen aus dem Sediment (bei Grundschleppnetzen)

Nutzen der Belastungsreduzierung (Mengengerüst)

Durch eine (vorübergehende) Reduzierung des Fischereidrucks, kommt es zu einer Erholung der Bestände der befischten Arten, was langfristig den direkten Gebrauchswert im Bereich der kommerziellen Fischerei sowie der Freizeitfischerei erhöht.

Nicht-konsumtive direkte Gebrauchswerte im Bereich Tourismus und Erholung können ebenfalls positiv durch eine Reduzierung des Fischereidrucks beeinflusst werden, da sich auch die Bestände anderer Meerestiere erholen sowie die Artengemeinschaften sich normalisieren. Auch der Umstand, dass Touristen den Anblick kleiner Fischerboote in den Häfen schätzen (Marggraf et al., 2011), kann sich positiv auf den Nutzen auswirken.

Neben diesem direkten Gebrauchswert ergeben sich auch positive Veränderungen der Nicht-Gebrauchs- und Optionswerte: Durch die geringere Befischung erhöht sich die Stabilität der Fischbestände, was den potentiellen zukünftigen Konsum von Fisch sicherer macht (Optionswert). Nicht-Gebrauchswerte umfassen Existenzwerte, Vererbungswerte und altruistische Werte. Diese ergeben sich zum einen durch das Wissen um die (fortdauernde) Existenz einzelner Arten, aber auch aufgrund der (fortdauernden) Existenz eines nicht oder möglichst wenig gestörten Ökosystems sowie einer lebensreichen Meeresumwelt.

[121] Die folgende Darstellung basiert auf eigenen Einschätzungen (GEOMAR). Auf den hier erarbeiteten methodischen Grundlagen basierende Kosten-Nutzen Analysen sollten die Bewertungen der ökol. Anfangsbewertung als Referenz für Einschätzungen der Relevanz sowie der Wirkungszeit und des Wirkungsraums heranziehen.

Tabelle 35: Nutzen einer Reduzierung der selektiven Entnahme von Arten, einschließlich anfallender Beifänge.

	Gebrauchswerte				Nicht-Gebrauchswerte		
Komponenten des TEV	Direkter Gebrauchswert (konsumtiv)	Direkter Gebrauchswert (nicht konsumtiv)	Indirekter Gebrauchswert	Optionswert	Existenzwert	Altruistischer Wert	Vererbungswert
Sektor	Fischerei Sportangeln	Erholung Tourismus	-	Fischerei Sportangeln Erholung Tourismus Gesellschaft	Gesellschaft		

Negative Nutzenänderungen können in folgenden Sektoren auftreten:[122]

- Fischerei
- Sportangeln

Wirkungspfade

Fischerei → Veränderung von Populationsstruktur und Reproduktionskapazität (der befischten Art), Verluste durch Beifang → Veränderungen der Biodiversität → Veränderung des Nutzens für

- Fischerei und Sportangeln
- Tourismus und Erholung
- die Gesellschaft

Die Wirkungspfade 1a und 1c werden als **relevant** erachtet.

Der Wirkungspfade 1b wird nur als relevant erachtet, wenn die Minderung der Belastung durch Fischerei dazu führt, dass weniger kleine Fischerboote in den Häfen vorhanden sind (deren Anblick wiederum von Touristen und Besuchern geschätzt wird).

Möglichkeiten der Monetarisierung

Wie oben beschrieben, lassen sich die vorgeschlagenen monetären Werte in 4 verschiedene Kategorien einteilen:

a) Marktpreise oder Zahlungsbereitschaftsstudien für die deutsche Nord- und Ostsee,

b) Studien für andere Gebiete, die über benefit transfer auf deutsche Verhältnisse übertragen werden,

[122] Die folgende Auflistung basiert auf Marggraf et al., 2011. Dort werden Auswirkungen der Meeresnutzung beschrieben.

c) Vermeidungs- oder Wiederherstellungskosten oder

d) qualitative Beschreibung.

Für die vorliegende Belastung werden mehrere Wege zur Monetarisierung verfolgt. Kategorie a) wird verwendet, um die Nutzenänderung für Fischerei anhand der Marktpreise für Fisch abzuschätzen. Kategorie b), um die Nutzenänderung für Sportangler anhand nicht-deutscher Studien herzuleiten. Weiterhin Kategorie c), um für Options- und Nichtgebrauchswerte einen Zusammenhang zur Belastungsreduktion bzw. zur Umwelteinwirkung herstellen zu können.

Direkte Gebrauchswerte: Fischerei und Sportangeln

Für die monetäre Bewertung des Nutzens eines verminderten Fischereidrucks können Marktpreise für Fisch herangezogen werden. Bei der Auswahl der Fischarten sollte darauf geachtet werden, dass es sich um ökologisch bedeutsame Arten handelt, die überfischt sind und trotzdem noch befischt werden (da sie ökonomische Bedeutung haben). Unter diesen Aspekten ausgewählte Arten sind westlicher Hering, westlicher Dorsch und Aal für die Ostsee und Kabeljau, Seelachs und Seezunge für die Nordsee[123].

FAO (2010) berichten Marktpreise für Dorsch aus der Ostsee von 8,55 EUR_{2010}/kg, für Seelachs aus der Nordsee 3,10 $€_{2010}$/kg oder für atlantischen Lachs von 12,83 EUR_{2010}/kg. Es wird angenommen, dass diese Preise den Nutzen einer Reduzierung der Fangmengen repräsentieren (dargestellt in Tabelle 36).

Weiterhin gibt die Europäische Kommission (2009) Referenzpreise für bestimmte Fischarten heraus, die den niedrigsten erlaubten Importpreis in die EU repräsentieren. Diese betrugen für das Jahr 2010 1.095 EUR_{2010}/t Dorsch, 510 EUR_{2010}/t Hering (pazifischer und atlantischer Hering) oder 1.170 EUR_{2010}/t Alaska-Seelachs. Diese können als untere Abschätzung für den Nutzen einer Reduzierung der Fangmengen dienen (dargestellt in Tabelle 36).

Toivonen et al. (2004) ermitteln Zahlungsbereitschaften von 57 – 140 USD_{1999}/ Sportangler*Jahr für die Existenz der jetzigen Fischbestände und damit der Verhinderung einer weiteren Degradierung.

Rechenschritt 2 (s. Kapitel 2.2): Es ergeben sich 74 – 182 EUR_{2010}/Sportangler*Jahr.

Rechenschritt 3: Froese und Quaas (2011) geben an, dass eine Beibehaltung der Fangmengen von Dorsch aus der Ostsee 2010 (56.800 t/a) für zwei Jahre für eine nachhaltige Erholung der Bestände sorgen kann. Der EU-Managementplan für den Dorsch erlaubt hingegen eine 15%ige Erhöhung der Fangmenge jährlich, ist aber mittelfristig nicht nachhaltig (Froese und Quaas 2011). Unter dem EU-Managementplan würden die Fangmengen 2011 auf 65.320 t ansteigen. Unter Betrachtung dieses einen Jahres dürften dann also 8.520 t Dorsch nicht gefangen werden (zusätzlich zu den bereits gefangenen Mengen), um nachhaltig zu sein. Geteilt durch 8.520 t ergeben sich Ergebniswerte von 0,009-0,021 EUR_{2010} pro Sportangler und Jahr und t nicht gefangenem Dorsch (dargestellt in Tabelle 36).

[123] Nach Einschätzung des Fischereiwissenschaftlers Rainer Fröse, Geomar.

Diese Vorgehensweise wird ebenfalls angewendet bei Eggert und Olsson (2003), Olsson (2004) und Parkkila (2005) (dargestellt in Tabelle 36).

Tabelle 36: Monetäre Werte zu den Nutzen einer Reduzierung selektiven Entnahme von Arten, einschließlich anfallender Beifänge.

	Sektor(en)	Bewertungsgegenstand	Systemgrenzen	Bewertungsansatz	Originalwert	Ergebniswert [EUR_{2010}]	Autor(en)
Direkte Gebrauchswerte (konsumtiv)	Fischerei	Fische	EU	Referenzpreise	1.095 EUR_{2010}/t Dorsch, 510 EUR_{2010}/t pazifischer/atlantischer Hering, 1.170 EUR2010/t Alaska-Seelachs	1 kg nicht gef. Dorsch, 0,5/kg nicht gef. paz./atl. Hering, 1,2/kg nicht gef. Alaska-Seelachs	Europäische Kommission (2009)
		Fische	Nord- und Ostsee	Marktpreise	8,55 $€_{2010}$/kg Dorsch bzw. Kabeljau, 3,10 $€_{2010}$/kg Seelachs, 12,83 EUR_{2010}/kg atlantischer Lachs	8,55/kg nicht gefangenem Dorsch/Kabeljau, 3,10/kg nicht gef. Seelachs, 12,83/kg nicht gef. atl. Lachs	FAO (2010)
	Sportangeln	Badewasserqualität, Dorschbestände, Biodiversität	Westküste Schwedens	CE	1.200 SEK_{2002}/Sportangler*Jahr	0,016/Sportangler und t nicht gef. Dorsch pro Jahr	Eggert und Olsson (2003)[124]
		Freizeitfischerei	Dänemark, Finnland, Island, Norwegen, Schweden	CV	57- 140 USD_{1999}/Sportangler * Jahr	0,009-0,021/Sportangler und t nicht gef. Dorsch pro Jahr	Toivonen et al. (2004)
		Dorschbestand	Skagerrak und	CE	150-200	0,002-0,003/ Sportangler und t	Olsson (2004)

[124] Eggert und Olsson (2003) beschrieben in ihrer Umfrage ein Projekt, welches die Wasserqualität der Ostsee mittels einer zeitlich begrenzten Gebühr über ein Jahr verbessern könnte. Es wird angenommen, dass sich diese (einmaligen) Werte auch jährlich erheben lassen könnten.

	Sektor(en)	Bewertungsgegenstand	Systemgrenzen	Bewertungsansatz	Originalwert	Ergebniswert [EUR_{2010}]	Autor(en)
			Kattegatt (Schweden)		SEK_{2002}/Sportangler*Jahr	nicht gef. Dorsch pro Jahr	
		Freizeitfischerei (Lachs)	Simojoki-Fluss, Bottnischer Meerbusen (Finnland)	CV	47,8-53,8 EUR_{2004}/Sportangler*Saison	0,006-0,007/Sportangler und t nicht gef. Dorsch pro Jahr[125]	Parkkila (2005)
Direkte Gebrauchswerte (nicht konsumtiv)	Erholung Tourismus	Kein relevanter Wirkungspfad					
Indirekte Gebrauchswerte	-						
Optionswerte		Keine monetären Werte vorhanden					
Nicht-Gebrauchswerte	Gesellschaft	Freizeitfischerei	Dänemark, Finnland, Island, Norwegen, Schweden	CV	48-135 USD_{1999}/Person* Jahr	0,007-0,021/Person und t nicht gef. Dorsch pro Jahr	Toivonen et al. (2004)

[125] Es wird angenommen, dass die saisonalen ZB-Werte für das ganze Jahr zu übertragen sind. Weiterhin wird angenommen, dass die ZB, die für Lachse erhoben wurde, ebenso hoch für andere Fischarten wie den Dorsch ist.

IV.4 Diskussion der Monetarisierungsmethoden

In Kapitel 3 wurden zu jeder Belastung und Nutzenkategorie Methoden der Monetarisierung vorgestellt, die zum Teil für die ökonomische Bewertung des Meeresschutzes zum ersten Mal angewendet wurden oder aber aus anderen Regionen und Bewertungszusammenhängen übertragen wurden. Die angewandten Methoden sind mit hohen Unsicherheiten behaftet und stehen für eine erste Abschätzung des Nutzens von Belastungsreduktionen im Meer. Im Folgenden werden einige Punkte herausgegriffen und gesondert diskutiert.

IV.4.1 Potentially Disappeared Fraction (of species) (PDF)

Die Methodik der „Potentially Disappeared Fraction (of species) (PDF)“ wird bisher für die Bewertung von Biodiversitätsveränderungen an Land eingesetzt, die Monetarisierung erfolgt anhand von Wiederherstellungskosten. Der mittlere Wert für Deutschland beträgt 0,47 $EUR_{2000}/PDF/m^2$. Da bisher keine monetären Studien zur Bewertung von Biodiversitätsverlusten am Meeresboden vorliegen, wurde als erste Abschätzung auf diesen Wert zurückgegriffen, um Options- und Nichtgebrauchswerte zu repräsentieren (eine vollständige Zerstörung des Ökosystems durch bspw. Abschürfung führt zu einem 100%igen Artenverlust, d.h. zu einem Wert von 0,47 EUR_{2000}/m^2). Dieser Wert basiert auf Wiederherstellungskosten und stellt sehr wahrscheinliche eine untere Abschätzung dar. Options- und Nichtgebrauchswerte sind damit nur zu einem Teil erfasst und müssten in Zahlungsbereitschaftsstudien gesondert abgefragt werden.

IV.4.2 Benefit Transfer

Im Rahmen dieses Berichts werden monetäre Werte aus anderen Regionen und Studienzusammenhängen mit Hilfe der Einheitswert-Methodik („unit value transfer“) übertragen. Auch diese Werte stellen eine Abschätzung dar, da die Übertragbarkeit von Ergebnissen der kontingenten Bewertung nicht immer mit der gleichen Qualität gewährleistet werden kann.

IV.4.3 Marktpreise, Referenzpreise

Marktpreise und Referenzpreise werden in diesem Bericht herangezogen, um den Nutzengewinn der Fischerei durch eine Minderung der Überfischung zu bewerten. Dabei wird vorausgesetzt, dass es sich um einen perfekten, unreglementierten Markt handelt. Dynamische Effekte, die sich durch ein besseres Fangangebot ergeben, sind damit nicht berücksichtigt und müssten in Gleichgewichtsmodellen gesondert berechnet werden. Generell können Markt- und Referenzpreise nur für eine Bewertung von direkten Gebrauchswerten herangezogen werden.

IV.5 Nutzen der Belastungsreduzierungen für alle Belastungen sowie Möglichkeiten der Monetarisierung (gemeinsames Mengengerüst)

Tabelle 37: Nutzen der Belastungsreduzierungen für alle Belastungen (gemeinsames Mengengerüst).

Belastungen		Gebrauchswerte										Nicht-Gebrauchs-werte
		Direkter Gebrauchswert (konsumtiv)			Direkter Gebrauchswert (nicht konsumtiv)				Indirekter Gebrauchswert		Options-wert	Altruistischer, Existenz- und Vererbungswert
		Fischerei	Sportangeln	Aquakultur	Tourismus	Erholung	Schifffahrt	Industrie	Gesundheit	Landwirtschaft	Alle betroffenen Sektoren	Gesellschaft
Physischer Verlust	Bedeckung	✓	✓		(✓)	(✓)					✓	✓
	Versiegelung											
Physische Schädigung	Verschlickung	(✓)	(✓)				✓				✓	✓
	Abschürfung	✓	✓								✓	✓
	Selektive Entnahme	✓	✓		(✓)	(✓)					✓	✓
Sonstige physikalische Störungen	Unterwasser-lärm	✓	✓		✓	✓					✓	✓
	Abfälle	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Interferenzen mit hydrologischen Prozessen	Temperatur	(✓)	(✓)	(✓)							(✓)	✓
	Salinität											✓
Kontamination durch gefährliche Stoffe	Synth. Stoffe	✓	✓	✓	✓	✓			✓		✓	✓
	Nicht-synth. Stoffe (Öl)											
	Radionuklide											
Systematische und/oder	Eintrag anderer fester,	✓	✓	✓	✓	✓			✓		✓	✓

absichtliche Freisetzung von Stoffen	flüssiger oder gasförmiger Stoffe											
Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material	Düngemittel	✓	✓	✓	✓	✓			✓		✓	✓
	Organisches Material											
Biologische Störungen	Mikrobielle Pathogene	✓	✓	✓	✓	✓			✓		✓	✓
	Invasive Arten	✓	✓				✓		✓		✓	✓
	Fischerei	✓	✓		✓	✓					✓	✓

Tabelle 38: Anzahl vorhandener Bewertungsstudien für alle Belastungen

Belastungen		Gebrauchswerte										Nicht-Gebrauchs-werte
		Direkter Gebrauchswert (konsumtiv)			Direkter Gebrauchswert (nicht konsumtiv)				Indirekter Gebrauchswert		Options-wert	Altruistischer, Existenz- und Vererbungswert
		Fischerei	Sportangeln	Aquakultur	Tourismus	Erholung	Schifffahrt	Industrie	Gesundheit	Landwirtschaft	Alle betroffenen Sektoren	Gesellschaft
Physischer Verlust	Bedeckung	-			3 (ZB)		-				1 (WK)	
	Versiegelung											
Physische Schädigung	Verschlickung	-					1 (VK)	-				
	Abschürfung	-										
	Selektive Entnahme	-										
Sonstige physikalische Störungen	Unterwasserlärm	Keine monetären Studien vorhanden										
	Abfälle	2 (SK)	1 (KB)	2 (SK)	3 (KB) 1 (VK)		2 (SK)	2 (SK)	0	2 (SK)	1 (KB)	
Interferenzen mit hydrologischen Prozessen	Temperatur	Keine monetären Studien vorhanden										
	Salinität											
Kontamination durch gefährliche Stoffe	Synth. Stoffe	0	Keine Studien vorhanden		0	2 (KB)	-		1 (ZB), 2 (SK)	-	0	1 (SK)
	Nicht-synth. Stoffe (Öl)	1 (SK)			3 (VK), 3 (KB)				1 (SK)		0	4 (KB)
	Radionuklide	Keine Studien vorhanden										
Systematische und/oder absichtliche Freisetzung von Stoffen	Eintrag anderer fester, flüssiger oder gasförmiger Stoffe	1 (VK)										

Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material	Düngemittel	1 (SK).	4 (KB)	Keine Studien vorh.	2 (KB)	12 (KB)	-		1 (KB)	-	1 (KB)	4 (KB)
	Organisches Material											
Biologische Störungen	Mikrobielle Pathogene	-				2 (KB)			4 (KB)	-	0	0
	Invasive Arten	0	0	-			2 (SK)	1 (SK)	2 (KB)	-	0	1 (KB)
	Fischerei	2 (MP)	4 (KB)	-							0	1 (KB)

Erläuterung der verwendeten Abkürzungen: KB: kontingente Bewertungsstudien; MP: Marktpreise; SK: Schadenskosten; VK: Vermeidungskosten; WK: Wiederherstellungskosten

IV.6 Sekundäre Effekte

Wie bereits im Abschnitt 2.1 beschrieben, ist es möglich, dass Wirtschaftssektoren, die mit den direkt betroffenen Sektoren in Verbindung stehen, indirekt von den Belastungsreduzierungen beeinflusst werden. Die Darstellung dieser sekundären Effekte erfolgt gegliedert nach den primär betroffenen Sektoren. Grund dafür ist, dass mehrere Belastungen den gleichen Sektor primär beeinflussen können. So wird z.B. die Fischerei u.a. von den Belastungen, Lärm, Müll und Schifffahrt beeinflusst. Um Wiederholungen zu vermeiden, wird die Darstellung sekundärer Effekte hier daher nach Sektoren gebündelt und nicht für jede Belastung einzeln dargestellt. Es handelt sich bei den hier beschriebenen Zusammenhängen, wie bereits weiter oben erwähnt, nur um eine partielle Betrachtung. Das bedeutet, dass es zwar negative Effekte in einzelnen Sektoren geben kann, dies aber nicht zwangsläufig einen Rückgang des volkswirtschaftlichen Gesamtnutzens einer Maßnahme mit sich bringt.

Tabelle 39: Sekundäre Effekte

Primär betroffener Sektor	Sekundäre Effekte
Fischerei	Erholung der Fischbestände hat potentiell: - positive Effekte auf nachgelagerte Unternehmen in der Region (Verarbeitung, Verpackung, Vertrieb, Großhandel, Einzelhandel, Gastronomie) Geringere Schäden an Fischereifahrzeugen haben potentiell: - negative Auswirkungen auf Werften, da diese weniger Aufträge erhalten
Tourismus & Erholung	Erhöhte Tourismus- und Freizeitaktivitäten haben potentiell: - positive Effekte auf lokale und regionale Zulieferer-Unternehmen (Nahrungsmittel, Hotelausstattung, Sportgeräte) sowie im Bereich des Baugewerbes oder des Transportes
Schifffahrt	Geringere Schäden an Schiffen haben potentiell: - negative Auswirkungen auf Werften und Zuliefererbetriebe, da diese weniger Aufträge erhalten - positive Auswirkungen auf den öffentlichen Sektor, da z.B. geringere Ausgaben für Rettungseinsätze zu erwarten sind. Geringere Schäden an Marinas und Häfen haben potentiell: - negative Auswirkungen auf Baubetriebe, da diese weniger Aufträge erhalten

Die Beschreibung der sekundären Effekte erfolgt z.T. auf Basis von Loureiro et al. (2006), BMU (2008).

IV.7 Fazit

Ziel des vorliegenden Berichtes war es, (1) ein Methodenkonzept zur systematische Erfassung und Einbeziehung von Nutzen im Rahmen der Durchführung von KNA nach MSRL zu erstellen sowie (2) die Möglichkeiten der Monetarisierung der Nutzenänderungen auf Basis der vorhandenen Literatur zu untersuchen, und über ein vereinfachtes, pragmatisches Vorgehen die Nutzen pro Belastungsreduktion soweit wie möglich zu quantifizieren.

Unsere Ergebnisse haben gezeigt, dass die Belastungen der europäischen Meeresgebiete, insbesondere auch der Nord- und Ostsee, sehr unterschiedlich sind. Die Belastungen unterscheiden sich anhand ihrer Komplexität, der räumlichen und zeitlichen Ausdehnung, aber auch anhand ihrer Relevanz für einzelne Meeresgebiete. Hinzu kommt, dass die meeresökologischen Zusammenhänge nicht für alle Belastungen gleich gut erforscht sind. Für einige Belastungen, z.B. Auswirkungen von Unterwasserlärm, gibt es bislang wenig gesicherte Erkenntnisse. Das bedeutet nicht, dass diese Belastungen nicht schwerwiegend sein können. Es ist anzunehmen, dass die Berichte, die sich mit den Indikatoren zur Messung eines guten Umweltzustandes beschäftigen, mehr Klarheit bringen.

Belastungsreduzierungen können je nach Art der Belastung unterschiedliche Nutzenkomponenten des TEV umfassen. Options- und Nicht-Gebrauchswerte sind fast durchgängig betroffen. Andere Nutzenkomponenten sind weit weniger häufig betroffen. Solange aber gesicherte Erkenntnisse über meeresökologische Zusammenhänge nicht ausreichend vorliegen, beruhen unsere Darstellungen der Auswirkungen von Belastungsreduzierungen teilweise nur auf eigenen Annahmen. Weitere als die hier beschriebenen Auswirkungen sind daher durchaus möglich.

Die Verfügbarkeit und Verwendbarkeit von Bewertungsstudien, die eine Monetarisierung der Nutzenänderungen anhand des erstellten Mengengerüstes erlaubt, ist begrenzt. Für einige Belastungen, wie beispielsweise Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material, Marine Abfälle, Kontamination durch gefährliche Stoffe (bspw. Öl) und Einträge mikrobieller Pathogene, gibt es eine mehr oder weniger große Anzahl an Studien. Die Analyse der Studien zeigt jedoch, dass sich nur sehr wenige direkt verwenden lassen, da oft der Bezugspunkt fehlt (die jeweilige Umweltein- oder auswirkung) und eine Unterscheidung der in ihnen definierten Nutzenkomponenten kaum vorgenommen wird. Aus diesem Grund wurden pro Belastung, Nutzenkomponente und zum Teil pro Studie Methoden für ein pragmatisches Vorgehen auf Grundlage der vorhandenen Daten entwickelt, welches eine grobe Abschätzung von monetären Werten mit einem Bezug zur Belastungsreduktion ermöglicht. Die Annahmen, die dafür getroffen wurden, sind mehr oder weniger hohen Unsicherheiten unterworfen und sollten im Einzelfall bei Anwendung geprüft werden.

Für viele andere Belastungen, wie physischer Verlust (mit Ausnahme durch die visuelle Beeinträchtigung durch Windkraftanlagen), physische Schädigung, Unterwasserlärm, Interferenzen mit hydrologischen Prozessen und nicht-einheimische Arten gibt es bisher keine Bewertungsstudien. Zum Teil konnten hier im ersten Ansatz und als erste Näherung Konzepte zur monetären Bewertung des Biodiversitätsverlusts an Land (und damit der Nichtgebrauchswerte) Anwendung finden.

Insgesamt gibt es aber mehr Studien, die direkte Gebrauchswerte analysieren, als Studien zu Options- oder Nicht-Gebrauchswerten. Die Auswirkungen von Belastungsreduzierungen werden in den meisten Fällen für den Menschen nicht sichtbar sein. Das hat zur Folge, dass oftmals direkte Gebrauchswerte nicht unmittelbar betroffen sind, aber bei allen Belastungen Options- und Nicht-Gebrauchswerte eine Rolle spielen. Eine Monetarisierung, die sich nur auf vorhandene Studien stützt, würde einen wahrscheinlich wesentlichen Nutzengewinn durch eine Belastungsreduzierung nicht berücksichtigen. Qualitative Bewertungen sollten auf jeden Fall mit einfließen.

IV.8 Anhang A: Wechselwirkungen zwischen Belastungen

Tabelle 40: Wechselwirkung zwischen den Belastungen

		Physi-scher Verlust		Physische Schädigung			Sonstige physikalische Störungen		Interferenzen mit hydrologischen Prozessen		Kontamination durch gefährliche Stoffe			Systematische und/oder absichtliche Freisetzung von Stoffen	Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material		Biologische Störungen		
		Bedeckung	Versiegelung	Verschlickung	Abschürfung	Selektive Entnahme	Unterwasserlärm	Abfälle	Temperatur	Salinität	Synth. Verbindungen	Nicht-synth. Stoffe und Verbindungen	Radionuklide	Andere feste, flüssige oder gasförmige Stoffe	Düngemittel	Organisches Material	Mikrobielle Pathogene	Nicht einheimische Arten	Selektive Entnahme[1]
Physischer Verlust	Bedeckung			+	+		+					+							+ / -
	Versiegelung																		
Physische Schädigung	Verschlickung						+					+				+			(+)
	Abschürfung			+			+					+				+			(+)
	Selektive Entnahme			+			+					+				+			+
Sonstige physikalisch Störungen	Unterwasser-lärm																		+
	Abfälle	+										+						+	+
Interferen-zen mit hydro-logischen Prozessen	Temperatur																	+	
	Salinität																	+	

Kontamination durch gefährliche Stoffe	Synth.Verbindungen														+
	Nicht-synth. Stoffe und Verbindungen														
	Radionuklide														
Systematische und/oder absichtliche Freisetzung	Andere feste, flüssige oder gasförmige Stoffe									+					+
Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material	Düngemittel		+										+		+
	Organisches Material														
Biologische Störungen	Mikrobielle Pathogene														(+)
	Nicht einheimische Arten												+		+ / -
	Selektive Entnahme			+	+	+	+			+		+			

\+ Erhöhung der Belastung links verstärkt die Belastung oben

– Erhöhung der Belastung links verringert die Belastung oben

( ) Potentielle Auswirkungen, aber wissenschaftlich noch nicht hinreichend gesichert.

[1] Hierbei handelt es sich insbesondere um Belastungen durch die Fischerei. Wir nehmen an, dass Fangmengen konstant gehalten werden. Sollte sich also der Bestand von Fischen und sonstigen Meerestieren durch andere Maßnahmen erhöhen, dann wird die Belastung durch die Fischerei geringer.

IV.9 Anhang B: Ausgewertete Bewertungsstudien

Die Umrechnung der monetären Werte in EUR_{2010} erfolgt mit Hilfe der Gleichung 2.2. Auf die Anpassung des Einkommensniveaus, die nur bei Zahlungsbereitschaftswerten erfolgt, wird hier im Anhang aus Konsistenzgründen verzichtet.

1 Physischer Verlust

Ladenburg und Dubgaard (2007) untersuchten 2004 die Zahlungsbereitschaft der dänischen Bevölkerung für zukünftige Off-Shore Windkraftanlagen in Dänemark (5% der Befragten lebten in sichtbarer Nähe zu einer Windkraftanlage.) Das zugrundeliegende Szenario sah im Jahr 2030 einen Anteil der Windkraft an dänischen Stromverbrauch von 35% vor, was einem Ausbau der Leistung von 3.600 MW bzw. 720 Offshore-Turbinen entspricht. Ausgehend von einer jetzigen Entfernung der Offshore-Anlagen von 8 km zur Küste wurde die Zahlungsbereitschaft für wachsende Entfernungen zum Land ermittelt. Die Ergebnisse von drei verschiedenen Choice-Set-Modellen waren: 47, 98, und 125 EUR_{2004} (59, 122 und 156 EUR_{2010}) pro Haushalt und Jahr für eine Entfernung der Offshore-Windparks von jeweils 12, 18 und 50 km von der Küste (Modell 1); 33, 94 und 170 EUR_{2004} (41, 117 und 212 EUR_{2010}) pro Haushalt und Jahr für die gleichen Entfernungen (Modell 2) sowie 280, 422 und 468 EUR_{2004} (349, 526 und 583 EUR_{2010}) pro Haushalt und Jahr (Modell 3, hier wurden Anwohner befragt, die bereits Windkraftanlagen von ihren Häusern aus sehen konnten). Marginale Zahlungsbereitschaften betrugen 11 EUR_{2004} (13,7 EUR_{2010}) pro km für eine Entfernung von 8-12 km von der Küste, 8 EUR_{2004} (10 EUR_{2010}) pro km für 12-18 km Entfernung und weniger als 1 EUR_{2004} (1,3 EUR_{2010}) pro km für 18-50 km Entfernung.

Ladenburg (2007) ergänzt die Ergebnisse aus Ladenburg und Dubgaard (2007) durch Befragungen von Anwohnern, die in der Nähe zweier existierender Windkraftanlagen wohnen (in Nysted und Horns Rev). Die Zahlungsbereitschaftsergebnisse dieser Studie betrugen 30, 81 und 75 EUR_{2004} (38, 101 und 94 EUR_{2010}) pro Haushalt und Jahr für eine Entfernung von 12, 18 und 50 km von der Küste (Horns Rev) und 75, 90 und 147 EUR_{2004} (101, 112 und 183 EUR_{2010}) pro Haushalt und Jahr für die gleichen Entfernungen (Nysted).

Liljestam und Söderqvist (2004, in Schwedisch, Zusammenfassung auf Englisch) untersuchen in ihrer Zahlungsbereitschaftsanalyse den Wert verschiedener Standorte von Windparks. Mit Hilfe der kontingenten Bewertung wurde ein Repräsentant pro Haushalt im Gebiet von Björkön befragt, was es ihm wert wäre, wenn Windkraftanlagen weiter im Meer lägen und somit der Erholungswert und die Ästhetik der Küste gewahrt wären. Es wurden drei Szenarios zugrunde gelegt: ein Windpark mit 15 Windkraftanlagen an Land wird 5 km ins Meer verlegt (Szenario A), derselbe Windpark an Land wird 25 km ins Meer verlegt (Szenario B) und ein Windpark, der bereits 5 km von der Küsten entfernt im Meer liegt, wird 25 km ins Meer verlegt (Szenario C). Es ergaben sich mittlere Zahlungsbereitschaften von 323 SEK_{2004} (32 EUR_{2010}) für Szenario A, 750 SEK_{2004} (74 EUR_{2010}) für Szenario B und 679 SEK_{2004} (67 EUR_{2010}) für Szenario C.

Für Biodiversitätsänderungen existieren bisher keine monetären Bewertungsstudien zu dieser Belastung. Als erste Näherung wird daher die bisher für Biodiversitätsänderungen an Land verfolgte Methodik der „Potentially Disappeared Fraction (of species) (PDF)“ (*Köllner, 2001)* angewandt. Hier werden verschieden terrestrische Landschaftsnutzungstypen betrachtet, die jeweils gewisse „Zielarten“ aufweisen. Eine Veränderung der Landnutzung (bspw. durch Versiegelung) führt zur Veränderung der

Artenzahl. Der Vergleich der fehlenden Arten mit den Zielarten wird als Indikator für ökosystemare Schäden herangezogen (Gleichung 1). Das Auftauchen neuer Arten wird in diesem Konzept nicht berücksichtigt.

$$PDF = 1 - S_{use}/S_{reference} \quad (1)$$

S_{use}: *Artenanzahl eines genutzten Landnutzungstyps pro 1 m²*

$S_{reference}$: *Artenanzahl des Landnutzungsreferenztyps pro 1 m²*

Zur monetären Bewertung dieses Indikators wird auf Wiederherstellungskosten aus deutschen Studien zurückgegriffen (*Ott et al., 2006*)[126]; Wiederherstellungskosten umfassen dabei auch Entsiegelungskosten. Eine ausführliche Diskussion der Methodik der PDF und ihrer monetären Bewertung findet sich in *Reumann-Schwichtenberg et al. (2011)*. Es wird auf den dort vorgeschlagenen Wert von 0,47 $EUR_{2000}/PDF/m^2$ zurückgegriffen.

2. Physische Schädigung

2.1 Verschlickung

Bisher existieren keine monetären Bewertungsstudien zu dieser Belastung. Als erste Näherung wird daher die bisher für Biodiversitätsänderungen an Land verfolgte Methodik der „Potentially Disappeared Fraction (of species) (PDF) angewandt (*Köllner (2001), Ott et al. (2006)* und *Reumann-Schwichtenberg et al. (2011)*, s. Beschreibung unter „Physischer Verlust“).

2.2 Abschürfung

Bisher existieren keine monetären Bewertungsstudien zu dieser Belastung. Als erste Näherung wird daher die bisher für Biodiversitätsänderungen an Land verfolgte Methodik der „Potentially Disappeared Fraction (of species) (PDF) angewandt (*Köllner (2001), Ott et al. (2006)* und *Reumann-Schwichtenberg et al. (2011)*, s. Beschreibung unter „Physischer Verlust“).

2.3 selektive Entnahme

Bisher existieren keine monetären Bewertungsstudien zu dieser Belastung. Als erste Näherung wird daher die bisher für Biodiversitätsänderungen an Land verfolgte Methodik der „Potentially Disappeared Fraction (of species) (PDF) angewandt (*Köllner (2001), Ott et al. (2006)* und *Reumann-Schwichtenberg et al. (2011)*, s. Beschreibung unter „Physischer Verlust“).

3.1 Unterwasserlärm

Keine monetären Studien vorhanden.

3.2 Abfälle im Meer

Ballance et al. (2000) untersuchten die Zahlungsbereitschaft von Badegästen an ausgewählten Stränden rund um Kapstadt, Südafrika. Mit Hilfe von Interviews, in denen

[126] Die damit erzielten monetären Werte wurden in (Ott et al., 2006) einem Vergleich mit Zahlungsbereitschaften unterzogen, um zu überprüfen, ob diese dieselbe Größenordnung erreichen.

Anwohner und Touristen angeben sollten, wie wichtig ihnen die Sauberkeit von Stränden ist, und der Reisekostenmethode ermittelten die Autoren den Erholungswert dieser Strände. 44% der Anwohner (Großraum Kapstadt) waren nach ihren Angaben bereit, 50 km oder mehr zu fahren, um einen sauberen Strand nutzen zu können. Mit Hilfe der Reisekostenmethode ermittelten die Autoren daraus eine Zahlungsbereitschaft von 35,50 ZAR[127]$_{1996}$ pro Strandbesuch Bei einem hohen Abfallaufkommen (mehr als 10 große Stücke pro Meter Strand) würden 97% aller Besucher (Touristen und Tagesausflügler) diesen Strand nicht mehr aufsuchen, bei einem geringeren Aufkommen (2-10 Stück Abfall pro Meter Strand) 85% aller Besucher (Touristen und Tagesausflügler). 44% der Befragten klassifizierten ihren Strand als „sauber", woraus *Mouat et al. (2010)* schlussfolgern, dass es bedeutende Unterschiede geben könne zwischen den eher theoretischen Angaben der Befragten und ihrer Handlungsweise in der Realität.

Fanshawe und Everard (2002, zitiert in *Ten Brink et al. 2009)* nannten Abschätzungen aus Westschweden (Küsten des Skagerrak bei Bohuslän), die Beeinträchtigungen des Tourismus durch nennenswerte Ansammlung von Abfällen an Stränden angeben von 1% bis zu 5%.

Franzén et al. (2006) beschäftigten sich mit negativen Auswirkungen der Überfischung, Eutrophierung, Ölverschmutzung, Verschmutzung durch andere Schadstoffe und Abfall aus und in der Ostsee (in Skagerrak und Kattegat). Mit Hilfe der Benefit Transfer-Methode und Schadensverringerungskosten wurden KNA zur Verbesserung des aktuellen Umweltzustands durchgeführt.

(1) Aufbauend auf Ergebnissen aus Zahlungsbereitschaftsstudien von Eggert und Olsson (2003), Olsson (2004) und Nord (2003), die allesamt an der schwedischen Westküste durchgeführt worden waren, wurde der Nutzen einer Erhöhung der Dorschpopulation auf den Stand von 1974 ermittelt. Olsson (2004, s.a. Eggert und Olsson, 2003) wies dabei die niedrigsten Werte für Zahlungsbereitschaften auf (150-250 SEK$_{2002}$ als Medianwerte pro Person über ein Jahr), Eggert und Olsson (2003) die höchsten (1.200 SEK$_{2002}$ pro Person über ein Jahr).

(2) Aufbauend auf einer Metaanalyse zur Zahlungsbereitschaft für eine Reduktion der Eutrophierung (Hökby und Söderqvist 2003, das betrachtetet Umweltgut wird nicht näher erläutert) ermitteln die Autoren für verschiedene Szenarien die gesamte jährliche Zahlungsbereitschaften für den Skagerrak (Bevölkerung >18 Jahre im Skagerrak 1997: 2,16 Mio.). Die Ergebnisse der Szenarien lauteten:

1.417 Mio. SEK$_{1997}$ für eine Reduktion des N-Eintrags von 10.000 t N/a (entspricht 656 SEK$_{1997}$ pro Kopf)

2.166 Mio. SEK$_{1997}$ für eine Reduktion von 25.000 t N/a (entspricht 1.003 SEK$_{1997}$ pro Kopf)

2.988 Mio. SEK$_{1997}$ für eine Reduktion von 50.000 t N/a (entspricht 1.383 SEK$_{1997}$ pro Kopf)

4.111 Mio. SEK$_{1997}$ für eine Reduktion von 100.000 t N/a (entspricht 1.903 SEK$_{1997}$ pro Kopf)

---

[127] Südafrikanische Rand

4.306 Mio. SEK_{1997} für eine Reduktion von 110.000 t N/a (entspricht 1.994 SEK_{1997} pro Kopf).

(3) Aufbauend auf Werten von 1.780 NOK_{2000} pro Person und Jahr, ermittelt in einer Studie zur Zahlungsbereitschaft von Freizeitfischern in Norwegen (vgl. Toivonen et al., 2000), wurde der Nutzen des Angelns von Dorsch im Skagerrak mit insgesamt 437 Mio. SEK_{2005} ermittelt.

(4) Die Reinigungskosten für die Ölverschmutzung in der Skagerrak wurden zwischen 6.963/t SEK_{1999} für kleinere Verschmutzungen (135 Vorfälle im Jahr mit je 1 Tonne Ölaustritt), 7.346/t SEK_{1999} für große Verschmutzungen (50.000 t Schweröl) und 114.124/t SEK_{1999} für mittlere Verschmutzungen (400 t Schweröl) geschätzt[128].

(5) Kosten für die Reinigung der Strände in Bohuslän von angespülten Abfällen beliefen sich auf ca. 10,7 Mio. SEK_{2004} pro Jahr bzw. 435 SEK_{2004} pro Müllsack.

(6) Verschmutzungen durch PCB, PAK, Dioxine, Metalle und endokrine Substanzen wurden bewertet aufbauend auf Magnussen und Bergland (1996), die Zahlungsbereitschaftsanalysen für den Grenlandfjord durchgeführt hatten. Ihr Ergebnis waren Werte von insgesamt 39-77 Mio. SEK_{1996} pro Jahr für eine Reduktion der Verschmutzung auf 0 und 27-70 Mio. SEK_{1996} pro Jahr für eine Minderung der Verschmutzung.

Hall (2000) untersuchte in ihrer Studie die Kosten von Abfällen und Ölverschmutzung auf Küste und Meer in Großbritannien (und zum Teil auch in Dänemark, Schweden, Norwegen und Deutschland).

(1) Kosten für die Reinigung von Stränden wurden von der „Schutzgemeinschaft deutsche Nordseeküste“ mit 17.500 GBP_{1998} pro Jahr für 450 t Abfälle auf 255 km Strandlänge angegeben (69 GBP_{1998}/km Strand bzw. 39 GBP_{1998}/t Abfall). Diese Kosten waren im Vergleich zu den anderen untersuchten Ländern am unteren Bereich (in Großbritannien erreichten sie bis zu 660 GBP_{1998}/t Abfall, in Dänemark sogar bis zu 3.444 GBP_{1998}/t Abfall).

(2) Kosten für die Fischer durch Abfälle, die zu Schäden an Netzen und Booten und zu einem Fangausfall führen können, wurden mit 6.000 – 30.000 GBP_{1998} pro Boot und Jahr abgeschätzt, dies betrifft eher kleinere Boote.

(3) Kosten für schottische Lachsfarmen entstanden durch verschmutzte/blockierte Schiffsschrauben und blockierte Ansaugröhren, hier wurden durchschnittliche Kosten für einen Taucher von 150 GBP_{1998} angegeben.

(4) 20 Hafenbetreiber in Großbritannien berichteten von 182 Vorfällen im Jahr 1998 durch blockierte Schiffsschrauben. Mittlere Kosten für einen Taucher wurden pro Vorfall mit 280 GBP_{1998} angegeben. Das Entfernen von schwimmendem Abfall kann weiterhin Kosten verursachen von bis zu 15.000 GBP_{1998} pro Jahr.

---

[128] Die Autoren gingen davon aus, dass die Reinigung von großen Mengen Öl pro Tonne günstiger ist als die Reinigung kleinerer Mengen.

(5) Die britische Seerettungsorganisation wurde 1998 zu 200 Einsätzen durch blockierte Schiffsschrauben gerufen, die mittleren jährlichen Rettungskosten werden mit 900.000 GBP $_{1998}$ veranschlagt.

(6) Exponierte landwirtschaftliche Flächen können durch Abfälle aus dem Meer verunreinigt werden, hier wurden jährliche Kosten für betroffene Landwirte auf den Shetland-Inseln mit 400 GBP $_{1998}$ abgeschätzt.

(7) Britische Kraftwerke müssen ihre Wasseransaugröhren von Abfällen befreien (von weniger als 100 bis zu 10.000 t pro Jahr), was jedes Kraftwerk zwischen 2.800 und 50.000 GBP $_{1998}$ pro Jahr kosten kann.

Mouat et al. (2010) bauten auf den Ergebnissen von *Hall (2000)* auf. Sie untersuchten die wirtschaftliche Bedeutung von Abfällen in und aus dem Meer auf Küstengemeinden im Nordostatlantik, besonders für deren Landwirtschaft, Aquakulturen, Fischereiwirtschaft, Häfen, Industrien, Kraftwerke und Strände.

(1) Betroffene Landwirte auf den Shetland-Inseln hatten Kosten in Höhe von 841,10 EUR$_{2008}$ pro Jahr und Betrieb.

(2) Schottische Fischer gaben an, durch Abfälle im Wasser Schäden zu erleiden durch einen geringeren und/oder verschmutzten Fang, festhängende Netze, verschmutzte Schiffsschrauben, blockierte Ansaugröhren (mit etwas unter einem Vorfall pro Boot und Jahr) und Zeitverlusten durch das nötige Reinigen der Netze zwischen 17.219 und 19.165 EUR $_{2008}$. Portugiesische Fischer erlitten hingegen Schäden in Höhe von 2.930 EUR $_{2008}$ pro Boot und Jahr (hauptsächlich verursacht durch verschmutzte Schiffsschrauben), da nur eine geringe Anzahl von Booten beeinträchtigt war.

(3) Für die schottischen Betreiber von Aquakulturen waren die Schäden weniger hoch als bei den Fischern und lagen bei 580,41 EUR $_{2008}$ pro Produzent und Jahr.

(4) Hafenbetreiber in Großbritannien zahlten im Mittel 8.034,37 EUR $_{2008}$ pro Hafen und Jahr zur Reinigung, Hafenbetreiber in Spanien hingegen 61.013,04 EUR $_{2008}$ pro Hafen und Jahr.

(5) Jährliche Kosten für die Reinigung von 6 Stränden in Großbritannien wurden insgesamt mit 56.954,47 EUR $_{2008}$ angegeben, von 5 Stränden in Spanien mit insgesamt 14.800 EUR $_{2008}$.

(6) Durch Abfälle im Meer ist weiterhin die Sicherheit der Schifffahrt gefährdet: in Großbritannien mussten im Jahr 2008 286 Schiffe mit blockierten Schiffsschrauben gerettet werden mit Kosten zwischen 2.200 und 5.800 EUR $_{2008}$ pro Einsatz.

(7) Kraftwerke in Großbritannien, die Meereswasser zur Kühlung nutzen (z.B. am Hafen), müssen dieses von Abfällen reinigen. Von 3 Kraftwerken hatte allerdings nur eines deutliche Einschränkungen durch Abfälle im Kühlungswasser, wobei menschlich verursachte Abfälle wie Plastikreste nur ca. 5% des gesamten Abfalls ausmachten (der Rest war organischen Ursprungs wie bspw. Seegras). Für die Reinigung dieses menschlich verursachten Abfalls wurden von dem Kraftwerk jährliche Kosten von 825,80 EUR $_{2008}$ veranschlagt (5% von 16.516,09 EUR $_{2008}$).

(8) Andere Industrieanlagen, die ebenfalls Meerwasser nutzten, hatten nur teilweise Probleme mit Abfällen. Eine Anlage in Großbritannien gab an, 132,13 EUR_{2008} pro Jahr für das Reinigen von Abfällen aufzubringen.

Mourato et al. (2003) untersuchten die Nutzen, die durch die Badewasserrichtlinie entstehen. Gefragt wurde die Bevölkerung von England und Wales nach der Zahlungsbereitschaft zur Verbesserung der Wasserqualität und anderer Faktoren, die mit einem Strandbesuch zusammenhängen (Amenities (Annehmlichkeiten), Abfälle und Hundekot am Strand). Die befragte Bevölkerung teilte sich auf in 42% lokale Anwohner, 24% Tagesausflügler, 20% Übernachtungsgäste und 14% andere. Die Zahlungsbereitschaft für die Verbesserung der Wasserqualität (eine Minderung des Risikos, eine Gastroenteritis (Magenverstimmung) zu bekommen, von 2- 7% auf 1%) lag zwischen 1,10 und 2,00 GBP_{2002} pro Haushalt und Jahr. (Die Autoren wählten mehrere Ausgangsniveaus für ihre Befragungen, um einen Ausgangsbias zu vermeiden.) Für ein Anzeigesystem (welches Badende darauf hinweist, ob es sicher ist zu baden), lagen die Zahlungsbereitschaften zwischen 5,6 und 13,7 GBP_{2002} pro Haushalt und Jahr. Die Zahlungsbereitschaft zur Vermeidung von Abfällen und Hundekot am Strand lag zwischen 6 und 11 GBP_{2002} pro Haushalt und Jahr. Die Bereitschaft, Sicherheits- und Annehmlichkeitsstandards von mittel auf gut zu erhöhen, lag zwischen 2,5 und 7,3 GBP_{2002} pro Haushalt und Jahr (dies umfasste die Qualität der Sanitärbereiche sowie das Angebot von Rettungsschwimmern und -ausstattung).

Smith et al. (1997, ausführlich dargestellt in (Zhang, 1995)) untersuchten die Zahlungsbereitschaft von Strandnutzern in den USA (New Jersey und North Carolina) für von Abfällen bereinigte Strände. Den Befragten wurden Fotos von verschieden verschmutzten Stränden vorgelegt, und sie sollten angeben, was sie bereit wären, als jährliche Steuer für einen sauberen Strand zu bezahlen. Die (Median-)Werte reichten von 21,38 bis 72,18 USD_{1992} pro Person und Jahr.

Toivonen et al. (2004) ermittelten zwischen Oktober 1999 und Januar 2000 in einer Umfrage unter der Bevölkerung (Sportanglern und Nicht-Sportangler) Zahlungsbereitschaften für die Erhaltung von Fischbeständen in Dänemark, Finnland, Island, Norwegen und Schweden, unterteilt in Gebrauchs- und Nichtgebrauchswerte. Nichtgebrauchswerte (Existenzwerte) wurden ermittelt, in dem Fragen zur Zahlungsbereitschaft für die Existenz der jetzigen Fischbestände und somit die Qualität des jetzigen Sportangelns gestellt wurden.

Dänemark: Sportangler gaben Gebrauchswerte an von 71,27 USD_{1999} (92,73 EUR_{2010}) pro Jahr, Nicht-Sportangler gaben Nicht-Gebrauchswerte an von 86,85 USD_{1999} (113,01 EUR_{2010}) pro Jahr

Finnland: Sportangler gaben Gebrauchswerte an von 73,16 USD_{1999} (95,19 EUR_{2010}) pro Jahr, Nicht-Sportangler gaben Nicht-Gebrauchswerte an von 48,17 USD_{1999} (62,68 EUR_{2010}) pro Jahr

Island: Sportangler gaben Gebrauchswerte an von 139,78 USD_{1999} (181,88 EUR_{2010}) pro Jahr, Nicht-Sportangler gaben Nicht-Gebrauchswerte an von 134,41 USD_{1999} (174,89 EUR_{2010}) pro Jahr

Norwegen: Sportangler gaben Gebrauchswerte an von 82,40 USD_{1999} (107,22 EUR_{2010}) pro Jahr, Nicht-Sportangler gaben Nicht-Gebrauchswerte an von 63,78 USD_{1999} (82,99 EUR_{2010}) pro Jahr

Schweden: Sportangler gaben Gebrauchswerte an von 56,46 USD_{1999} (73,46 EUR_{2010}) pro Jahr, Nicht-Sportangler gaben Nicht-Gebrauchswerte an von 49,49 USD_{1999} (64,39 EUR_{2010}) pro Jahr

Zhang (1995) modellierte Zahlungsbereitschaften, unterschieden in Gebrauchs- und Nichtgebrauchswerte, für von Abfällen bereinigte Strände und Naturschutzgebiete. Den Befragten wurden Fotos von verschieden verschmutzten Stränden vorgelegt, und sie sollten angeben, was sie bereit wären, als jährliche Steuer oder als Strandnutzungsgebühr für einen sauberen Strand zu bezahlen. Die mittleren Werte der Zahlungsbereitschaften betrugen 160,50 USD_{1992} (für Nutzer von (nutzbaren) Stränden), 111,61 USD1992 (für Nichtnutzer von (nutzbaren) Stränden) und 64,86 USD1992 (für Naturschutzgebiete, die nicht zur Nutzung zur Verfügung stehen).

4 Änderung des Temperatur- und Salinitätsprofils

Keine monetären Studien vorhanden.

5 Kontamination durch gefährliche Stoffe

Ahtiainen (2007) untersuchte in ihrer Arbeit die Zahlungsbereitschaft der finnischen Bevölkerung für die Verringerung der Verschmutzung des Golfs von Finnland durch Ölaustritte von Öltanks. Die mittleren Zahlungsbereitschaften für die Umsetzung von Maßnahmen zur Verringerung von zukünftigen Umweltschäden durch Ölverschmutzungen betrugen 22,58-83,65 $€_{2007}$ pro Person (als einmalige Steuer im Jahr 2007 vorgesehen).

Barton et al. (2010) untersuchten die Auswirkungen von Maßnahmen für den Grenland Fjord in Norwegen, welcher die höchste Dioxin-Konzentration Norwegens aufwies. Diese wurde durch eine Magnesium-Fabrik in Fierfjord verursacht. Anhand eines Maßnahmenpakets sollte der aktuelle Umweltzustand in den nächsten Jahren wesentlich verbessert werden, um einen guten ökologischen Zustand des Fjords zu erreichen. Mit Hilfe des kontingenten Bewertungsansatzes wurde dafür die jährliche Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung ermittelt. Das Ergebnis der Studie ergab, dass knapp 67% der Befragten über eine positive Zahlungsbereitschaft verfügten (WTP>0). Insgesamt betrug die durchschnittliche jährliche Zahlungsbereitschaft 1.507 NOK_{2005} pro Person mit einer Bandbreite von +/- 186 NOK_{2005} .

Bergland (1994) Diese norwegische Studie beschäftigt sich mit der Schätzung der Zahlungsbereitschaft, Ölverschmutzung durch das Wrack der Blücher zu vermeiden – die Blücher ist ein deutsches Schiff, das im zweiten Weltkrieg im inneren Oslofjord gesunken ist. 130 Personen aus Gemeinden am inneren Oslofjord wurden persönlich befragt. In den Befragungen wurden Kontingentbewertungsmethoden mit iterativen Angeboten und mit offenen Angeboten angewendet. Die Ergebnisse zeigen eine mittlere Zahlungsbereitschaft pro Haushalt von 5665 NOK1994 für iterative Angebote und 3467 NOK1994 für offene Angebote. Es wird angenommen, dass die Differenz auftritt, weil die Befragten in der Methode der offenen Angebote einen Teil ihrer Konsumentenrente beschützen.

Carson et al. (2003) führten eine Studie zur Zahlungsbereitschaft für verlorene passive Nutzungswerte bzw. Nicht-Nutzungs-/Existenzwerte durch. Grundlage bildete das Öltankerunglück der Exxon Valdez in Alaska. Die USA-weite Befragung erhob die Bereitschaft für oder gegen eine einmalige Steuererhöhung zur Finanzierung einer Schiffseskorte für Tanker, die eine solche Ölverschmutzung verhindern sollte. Die Studie ergab Median-Werte von 30,30 USD_{1990} pro Haushalt, die von den Autoren als eher untere Abschätzung eingeordnet wurden.

Forsman (2007) untersuchte mögliche ökonomische Folgen, die durch eine Ölverschmutzung verursacht werden könnten. In seinem Bericht geht der Autor von folgendem Szenario aus: durch die Kollision von drei Öltanks tritt über 30.000 Tonnen Öl aus, davon werden knapp 10.000 Tonnen von der schwedischen Umweltbehörde aufgefangen, der Rest gelangt an die Küste Stockholms. Die Gesamtkosten für die Reinigung bzw. die Wiederherstellung des Umweltzustandes beziffert Forsman mit 40 – 50 Millionen schwedischen Kronen (4,3 – 5,3 Mio. €). Die Tourismusbranche müsste einen Umsatzverlust von 350 Millionen Kronen (ca. 38 Mio. €) hinnehmen, wobei insbesondere die beiden Gemeinden Värmdö und Haninge am stärksten von der Umweltverschmutzung betroffen wären. Des Weiteren werden Kosten für die Ausfall in der Fischerei (Fischfang sowie Industrie) in Höhe von 9 Millionen Kronen (ca. 0,9 Mio. €) angenommen sowie zusätzliche Gesundheitskosten von 15 Millionen Kronen (1,6 Mio. €).

Friedrich et al. (2004) erhoben eigene Studien zu Zahlungsbereitschaften für Nicht-Gebrauchswerte und werteten zudem bereits bestehende Zahlungsbereitschaftsanalysen aus, wobei neben dem Öltankerunglück der Exxon Valdez auch noch andere Unglücke (Sea Empress, weitere Ölkatastrophen im Kaspischen Meer) berücksichtigt wurden. Dabei wurde ein zentraler Wert von 2600 $Euro_{2004}$ je Tonne vermiedenen Öls abgeschätzt und die Bandbreite mit 2300 $Euro_{2004}$ je Tonne als unterem und 24000 $Euro_{2004}$ je Tonne als oberem Wert angegeben.

King (1995) bestimmt in seiner Studie den ökonomischen Wert von Erholungsstränden und für Verbesserungen der Umwelt in Bezug auf dauernde Abwesenheit von Ölverschmutzung von Touristen und Tagestouristen. Eine Kontingentbewertungsstudie mit offenen Angeboten wurde in persönlichen Interviews im August 1993 mit 179 Besuchern des Erholungsorts Eastbourne am Englischen Kanal durchgeführt. 167 Antworten konnten genutzt werden. Die Besucher wurden gefragt, ob und wenn ja, wie viel sie bereit seien als Strandeintritt zu bezahlen. Die mittlere Zahlungsbereitschaft für eine dauernde Abwesenheit von Öl betrug 1.78 GBP_{1993} pro Person.

Liu et al. (2009) untersuchten die Zahlungsbereitschaft von Touristen (Oktober - November 2007) an der Schleswig-Holsteinischen Küste für Aktivitäten gegen Ölverschmutzung. Die untersuchten Attribute waren Wasser, Strand, Eiderenten und Tonnen eingesammeltes Öl. Es ergaben sich Zahlungsbereitschaften pro Haushalt von 0,105 $Euro_{2007}/km^2$ nicht verschmutzter Wasserfläche, 0,139 $Euro_{2007}$/km nicht verschmutztem Strand, 0,0008 $Euro_{2007}$/nicht verschmutzter Eiderente und 0,334 $Euro_{2007}$/t eingesammeltem Öl.

Sanctuary und Fejes (2006) stellten eine Zusammenfassung von Kostenabschätzungen für eine Reihe von Ölverschmutzungsunfällen auf. Die Kostenmaße umfassen in einigen Fällen verringerte Erholungswerte, Ersetzungskosten für bestimmte Tierarten und Besitzschadenskosten. In anderen Fällen sind die Kostenmaße weniger umfassend. Die

Studie umfasst Kostenabschätzungen für den Maltesian Alambra 2000 Unfall im Hafen von Muuga in Tallin, Estland, wobei 300 Tonnen Schweröl austraten, wodurch auch die schwedischen Inseln Fårö und Gotland betroffen waren sowie Teile des Stockholm Archipels. Kostenabschätzungen für Schweden: Bereinigungskosten wurden auf 491000 $Euro_{2008}$ geschätzt.

Spadaro und Rabl (2008) führten ein Studie durch, in der eine erste Abschätzung der global gemittelten Schadenskosten aufgrund von Quecksilber-Emissionen hergeleitet wird. Dazu wurde ein Transferfaktor für Ingestion von Methyl-Quecksilber als Ratio zwischen der global durchschnittlichen Dosis und der globalen Emission eingeführt. Als Dosis-Wirkungs-Beziehung wird der IQ-Verlust als Funktion der Hg-Konzentration im Blut herangezogen sowie der Zusammenhang zwischen Blutkonzentration und Hg-Ingestion. Der globale Durchschnittswert der marginalen Schadenskosten je emittiertem kg Quecksilber wurde mit etwa 1500 USD_{2008}/kg (Annahmen eines Dosis-Grenzwertes von 6,7 µg/Tag Hg je Person) und 3400 USD_{2008}/kg (ohne Grenzwert) beziffert.

van Bierviliet et al. (2006) bewerteten den Verlust von Nichtgebrauchswerten durch drei verschiedene Szenarien von auslaufendem Öl entlang der Belgischen Küste. Die Studie analysierte drei Szenarien, die sich hinsichtlich der Größe und Häufigkeit des auslaufenden Öls, der Umwelteinwirkungen und der Präventionsprogramme unterschieden. Die dichotome Kontingentbewertungsmethode wurde angewendet. Die Daten basierten auf Ergebnissen einer Umfrage von einer repräsentativen Auswahl Belgischer Haushalte. Die Befragungen wurden zwischen März und April 2001 in den Belgischen Bereichen Flamen, Wallonien und Brüssel durchgeführt. Die durchschnittliche Zahlungsbereitschaft pro Haushalt wurde modelliert. Sie beträgt 88,37 bis 112,07 EUR (2001) inklusive Protestantworten, und ungefähr 109 bis 142,86 EUR ohne Protestantworten. Der gesamte Wohlfahrtsverlust der Belgischen Bevölkerung (durchschnittliche Zahlungsbereitschaft pro Haushalt multipliziert mit der Gesamtzahl der Belgischen Haushalte) beträgt 120 Millionen bis 606 Millionen EUR, abhängig von der Größe und Häufigkeit des auslaufenden Öls.

Goedkoop et al., 2009 stellen Indikatoren zur monetären Bewertung bereit, wobei aus der Relevanz einzelner Stoffe auf Ergebnisse aus dem Lebenszyklusmodell ReciPe zurückgegriffen wird. Das Konzept aus ReciPe ist verwendbar für 173 Stoffe. Hierbei werden Schäden an marinen Ökosystemen und an menschlicher Gesundheit monetarisiert, indem beide Schadenskategorien mit den jeweiligen Kosten verknüpft werden. Im Fall von Ökosystemschäden aufgrund von Biodiversiätsverlust wird dabei auf einen Wert von 41.235.290 $Euro_{2010}$ je Art*Jahr für den Endpunkt ‚marine ecotoxicity' zurückgegriffen (extrapoliert von 40 Mio. $Euro_{2008}$, die laut de Bruyn et al. (2010) je Art*Jahr angenommen werden). Im Fall von Gesundheitsschäden wird für die Endpunkte ‚human toxicity' (158 Stoffe) und ‚ionizing radiation' (15 Stoffe) ein Wert von 60.000 $Euro_{2010}$ je DALY angewandt wird, der von einem Wert von 40.000 $Euro_{2000}$ als Value of Live Year Chronic (VOLY) aus dem Report D5.3.1/2 des HEIMTSA-Projektes (http://www.heimtsa.eu) extrapoliert wurde. Monetäre Werte sind somit für diese beiden Schadenskategorien vorhanden und sind für die wichtigsten Stoffe in Tabelle 41 zusammengefasst.

Tabelle 41: Normierte Werte für Schadenskosten bezüglich Schäden an marinen Ökosystemen und menschlicher Gesundheit für 173 Stoffe bezogen auf 1 kg Emission (die ersten 158 Stoffe) oder auf 1 kBq Emission (die restlichen 15 Stoffe) in marines Wasser des jeweiligen

Stoff / Verbindung	CAS Nr.	Schadenskosten [$Euro_{2010}$/kg oder $Euro_{2010}$/kBq]			Kostenanteil	
		Gesundheit	Ökosysteme	Gesamt	Gesundheit	Ökosysteme
Methane, tetrachloro-, CFC-10	000056-23-5	200	$3,3*10^{-5}$	200	100.00%	0.00%
Mercury	007439-97-6	63	$3,1*10^{-2}$	63,03	99.95%	0.05%
Bis(chloromethyl)ether	000542-88-1	61	0	61	100.00%	0.00%
Phosphorus	007723-14-0	46	$6,3*10^{-4}$	46	100.00%	0.00%
Ethane, hexachloro-	000067-72-1	28	$1,3*10^{-4}$	28	100.00%	0.00%
Toluene diisocyanate	026471-62-5	18	0	18	100.00%	0.00%
Propane, 1,2-dichloro-	000078-87-5	4,2	$3,3*10^{-6}$	4,2	100.00%	0.00%
Tribufos	000078-48-8	3,9	$1,9*10^{-3}$	3,9	99.95%	0.05%
Chlorine	007782-50-5	1,7	$2,3*10^{-4}$	1,7	99.99%	0.01%
Ethane, 1,2-dibromo-	000106-93-4	1,3	$1,6*10^{-5}$	1,3	100.00%	0.00%
Ethene, tetrachloro-	000127-18-4	1,2	$3,3*10^{-5}$	1,2	100.00%	0.00%
Ethane, 1,2-dichloro-	000107-06-2	0,58	$3,5*10^{-6}$	0,58	100.00%	0.00%
Chloroform	000067-66-3	0,51	$5,4*10^{-6}$	0,51	100.00%	0.00%
Tributyltin compounds	n/a	0,17	$6,8*10^{-2}$	0,24	71.27%	28.73%
Tributyltin oxide	000056-35-9	0,17	$6,8*10^{-2}$	0,24	71.27%	28.73%
Methane, dichloro-, HCC-30	000075-09-2	0,14	$3,8*10^{-7}$	0,14	100.00%	0.00%
Ethene, dichloro- (trans)	000156-60-5	0,13	0	0,13	100.00%	0.00%
Silver, ion	014701-21-4	$9,2*10^{-21}$	0,12	0,12	0.00%	100.00%
Hydrocarbons, aromatic	n/a	0,10	$7,7*10^{-5}$	0,10	99.93%	0.07%
Nitrobenzene	000098-95-3	$8,8*10^{-2}$	$6,6*10^{-6}$	$8,8*10^{-2}$	99.99%	0.01%
Benzene, 1,2,4-trichloro-	000120-82-1	$6,3*10^{-2}$	$1,1*10^{-4}$	$6,3*10^{-2}$	99.82%	0.18%
Phthalate, dioctyl-	000117-81-7	$5,9*10^{-2}$	$4,4*10^{-6}$	$5,9*10^{-2}$	99.99%	0.01%
Propane, 2-nitro-	000079-46-9	$4,3*10^{-2}$	0	$4,3*10^{-2}$	100.00%	0.00%
Ethene, chloro-	000075-01-4	$3,9*10^{-2}$	0	$3,9*10^{-2}$	100.00%	0.00%
Acrylonitrile	000107-13-1	$2,8*10^{-2}$	$2,4*10^{-6}$	$2,8*10^{-2}$	99.99%	0.01%
Beryllium	007440-41-7	$8,4*10^{-19}$	$1,8*10^{-2}$	$1,81*10^{-2}$	0.00%	100.00%
Bis(2-chloro-1-methylethyl)ether	000108-60-1	$1,4*10^{-2}$	0	$1,42*10^{-2}$	100.00%	0.00%
Benzene, 1,2-dichloro-	000095-50-1	$1,2*10^{-2}$	$2,5*10^{-5}$	$1,2*10^{-2}$	99.79%	0.21%
Benzene, 1,4-dichloro-	000106-46-7	$1,2*10^{-2}$	$3,3*10^{-5}$	$1,2*10^{-2}$	99.72%	0.28%
Propylene oxide	000075-56-9	$1,11*10^{-2}$	0	$1,11*10^{-2}$	100.00%	0.00%
Toluene, 2-chloro-	000095-49-8	$1,10*10^{-2}$	0	$1,10*10^{-2}$	100.00%	0.00%
Nickel, ion	014701-22-5	$4,59*10^{-22}$	$8,9*10^{-3}$	$8,85*10^{-3}$	0.00%	100.00%
Ethylene oxide	000075-21-8	$8,47*10^{-3}$	$2,7*10^{-7}$	$8,48*10^{-3}$	100.00%	0.00%
Benzene, chloro-	000108-90-7	$8,41*10^{-3}$	$2,1*10^{-5}$	$8,43*10^{-3}$	99.75%	0.25%
Propene, 1,3-dichloro-	000542-75-6	$7,55*10^{-3}$	$3,2*10^{-7}$	$7,55*10^{-3}$	100.00%	0.00%
Vanadium, ion	022541-77-1	$3,70*10^{-21}$	$7,1*10^{-3}$	$7,14*10^{-3}$	0.00%	100.00%
Benzene, 1,3-dinitro-	000099-65-0	$6,3*10^{-3}$	$1,5*10^{-5}$	$6,4*10^{-3}$	99.77%	0.23%

Stoff / Verbindung	CAS Nr.	Schadenskosten [Euro$_{2010}$/kg oder Euro$_{2010}$/kBq]			Kostenanteil	
		Gesund-heit	Ökosys-teme	Gesamt	Gesund-heit	Ökosys-teme
Selenium	007782-49-2	$9{,}14*10^{-21}$	$3{,}4*10^{-3}$	$3{,}38*10^{-3}$	0.00%	100.00%
Hydrazine	000302-01-2	$3{,}2*10^{-3}$	$4{,}0*10^{-5}$	$3{,}2*10^{-3}$	98.75%	1.25%
Thallium	007440-28-0	$5{,}46*10^{-22}$	$3{,}1*10^{-3}$	$3{,}12*10^{-3}$	0.00%	100.00%
Cyanide	000057-12-5	$2{,}9*10^{-3}$	$3{,}0*10^{-5}$	$3{,}0*10^{-3}$	98.98%	1.02%
Benzene	000071-43-2	$2{,}93*10^{-3}$	$7{,}6*10^{-7}$	$2{,}93*10^{-3}$	99.97%	0.03%
Cadmium, ion	022537-48-0	$2{,}12*10^{-21}$	$2{,}9*10^{-3}$	$2{,}87*10^{-3}$	0.00%	100.00%
Methyl methacrylate	000080-62-6	$2{,}63*10^{-3}$	$2{,}4*10^{-7}$	$2{,}63*10^{-3}$	99.99%	0.01%
Dipropylthiocarbamic acid S-ethyl ester	000759-94-4	$2{,}22*10^{-3}$	$6{,}2*10^{-6}$	$2{,}22*10^{-3}$	99.72%	0.28%
Arsenic, ion	017428-41-0	$2{,}98*10^{-21}$	$1{,}6*10^{-3}$	$1{,}59*10^{-3}$	0.00%	100.00%
Allyl chloride	000107-05-1	$1{,}42*10^{-3}$	$1{,}0*10^{-6}$	$1{,}42*10^{-3}$	99.93%	0.07%
Ethanol, 2-methoxy-	000109-86-4	$1{,}34*10^{-3}$	0	$1{,}34*10^{-3}$	100.00%	0.00%
Styrene	000100-42-5	$1{,}21*10^{-3}$	$6{,}2*10^{-6}$	$1{,}22*10^{-3}$	99.49%	0.51%
Zinc, ion	023713-49-7	$9{,}27*10^{-24}$	$1{,}1*10^{-3}$	$1{,}09*10^{-3}$	0.00%	100.00%
Naphthalene	000091-20-3	$1{,}02*10^{-3}$	$6{,}6*10^{-6}$	$1{,}02*10^{-3}$	99.35%	0.65%
Cyclohexene, 4-vinyl-	000100-40-3	$9{,}77*10^{-4}$	0	$9{,}77*10^{-4}$	100.00%	0.00%
PAH, polycyclic aromatic hydrocarbons	130498-29-2	$9{,}70*10^{-4}$	$6{,}6*10^{-6}$	$9{,}77*10^{-4}$	99.32%	0.68%
Antimony	007440-36-0	$6{,}30*10^{-21}$	$9{,}6*10^{-4}$	$9{,}63*10^{-4}$	0.00%	100.00%
Vinyl acetate	000108-05-4	$7{,}93*10^{-4}$	$1{,}7*10^{-6}$	$7{,}94*10^{-4}$	99.78%	0.22%
Ethene, trichloro-	000079-01-6	$6{,}43*10^{-4}$	$3{,}5*10^{-6}$	$6{,}47*10^{-4}$	99.45%	0.55%
Xylene	001330-20-7	$6{,}06*10^{-4}$	$1{,}9*10^{-6}$	$6{,}08*10^{-4}$	99.68%	0.32%
Formaldehyde	000050-00-0	$5{,}91*10^{-4}$	$4{,}5*10^{-7}$	$5{,}91*10^{-4}$	99.92%	0.08%
Cobalt	007440-48-4	0	$5{,}8*10^{-4}$	$5{,}80*10^{-4}$	0.00%	100.00%
Benzyl chloride	000100-44-7	$4{,}58*10^{-4}$	$1{,}6*10^{-6}$	$4{,}60*10^{-4}$	99.66%	0.34%
t-Butyl methyl ether	001634-04-4	$3{,}97*10^{-4}$	0	$3{,}97*10^{-4}$	100.00%	0.00%
Acetonitrile	000075-05-8	$3{,}65*10^{-4}$	$7{,}8*10^{-8}$	$3{,}66*10^{-4}$	99.98%	0.02%
Toluene	000108-88-3	$3{,}49*10^{-4}$	$7{,}2*10^{-7}$	$3{,}49*10^{-4}$	99.80%	0.20%
Bromine	007726-95-6	0	$3{,}5*10^{-4}$	$3{,}5*10^{-4}$	0.00%	100.00%
Tin, ion	022537-50-4	$5{,}59*10^{-24}$	$3{,}5*10^{-4}$	$3{,}48*10^{-4}$	0.00%	100.00%
Chromium VI	018540-29-9	$1{,}17*10^{-21}$	$3{,}3*10^{-4}$	$3{,}27*10^{-4}$	0.00%	100.00%
Chromium, ion	016065-83-1	$4{,}15*10^{-26}$	$3{,}3*10^{-4}$	$3{,}27*10^{-4}$	0.00%	100.00%
Fluoranthene	000206-44-0	$1{,}75*10^{-4}$	$1{,}0*10^{-4}$	$2{,}77*10^{-4}$	63.27%	36.73%
Cyclohexane	000110-82-7	$2{,}59*10^{-4}$	$1{,}7*10^{-6}$	$2{,}61*10^{-4}$	99.37%	0.63%
Manganese	007439-96-5	$2{,}92*10^{-21}$	$1{,}7*10^{-4}$	$1{,}75*10^{-4}$	0.00%	100.00%
1,4-Dioxane	000123-91-1	$1{,}64*10^{-4}$	$6{,}2*10^{-8}$	$1{,}64*10^{-4}$	99.96%	0.04%
Lead	007439-92-1	$3{,}14*10^{-22}$	$1{,}6*10^{-4}$	$1{,}60*10^{-4}$	0.00%	100.00%
Benzenamine, 4-methyl-	000106-49-0	0	$1{,}5*10^{-4}$	$1{,}5*10^{-4}$	0.00%	100.00%
Benzene, 1,4-dinitro-	000100-25-4	0	$1{,}5*10^{-4}$	$1{,}5*10^{-4}$	0.00%	100.00%
Toluene, 2,6-dinitro-	000606-20-2	$1{,}38*10^{-4}$	$2{,}4*10^{-8}$	$1{,}38*10^{-4}$	99.98%	0.02%
Barium	007440-39-3	$7{,}07*10^{-22}$	$1{,}2*10^{-4}$	$1{,}22*10^{-4}$	0.00%	100.00%
Phenol, 2,4-dichloro-	000120-83-2	$1{,}12*10^{-4}$	$3{,}6*10^{-8}$	$1{,}13*10^{-4}$	99.97%	0.03%
Ethyl acrylate	000140-88-5	$9{,}59*10^{-5}$	0	$9{,}59*10^{-5}$	100.00%	0.00%

Stoff / Verbindung	CAS Nr.	Schadenskosten [$Euro_{2010}$/kg oder $Euro_{2010}$/kBq]			Kostenanteil	
		Gesund-heit	Ökosys-teme	Gesamt	Gesund-heit	Ökosys-teme
Sodium dimethyldithiocarbamate	000128-04-1	0	$8,9*10^{-5}$	$8,93*10^{-5}$	0.00%	100.00%
Phthalate, dibutyl-	000084-74-2	$2,45*10^{-5}$	$2,8*10^{-5}$	$5,21*10^{-5}$	47.07%	52.93%
Acrylamide	000079-06-1	$5,14*10^{-5}$	$9,3*10^{-8}$	$5,15*10^{-5}$	99.82%	0.18%
Phenol, 2,4-dimethyl-	000105-67-9	$4,65*10^{-5}$	$1,7*10^{-6}$	$4,82*10^{-5}$	96.55%	3.45%
Cumene	000098-82-8	$4,47*10^{-5}$	$2,4*10^{-6}$	$4,71*10^{-5}$	94.84%	5.16%
Toluene, 2,4-dinitro-	000121-14-2	$4,15*10^{-5}$	$2,9*10^{-7}$	$4,18*10^{-5}$	99.31%	0.69%
Benzene, ethyl-	000100-41-4	$3,97*10^{-5}$	$1,7*10^{-6}$	$4,14*10^{-5}$	95.84%	4.16%
Phenol, 2,4-dinitro-	000051-28-5	$3,47*10^{-5}$	$6,4*10^{-6}$	$4,11*10^{-5}$	84.50%	15.50%
Cyclohexylamine	000108-91-8	$3,51*10^{-5}$	$1,1*10^{-6}$	$3,62*10^{-5}$	96.84%	3.16%
2-Benzothiazolethiol	000149-30-4	0	$3,3*10^{-5}$	$3,33*10^{-5}$	0.00%	100.00%
Ethane, chloro-	000075-00-3	$3,31*10^{-5}$	0	$3,31*10^{-5}$	100.00%	0.00%
Dibenzofuran	000132-64-9	0	$3,2*10^{-5}$	$3,25*10^{-5}$	0.00%	100.00%
Acetophenone	000098-86-2	$3,10*10^{-5}$	0	$3,10*10^{-5}$	100.00%	0.00%
Benzaldehyde	000100-52-7	$2,65*10^{-5}$	$8,8*10^{-7}$	$2,73*10^{-5}$	96.79%	3.21%
Acetone	000067-64-1	$2,53*10^{-5}$	$3,7*10^{-9}$	$2,53*10^{-5}$	99.99%	0.01%
Pyrene	000129-00-0	$1,28*10^{-5}$	$1,2*10^{-5}$	$2,46*10^{-5}$	52.06%	47.94%
Pyridine	000110-86-1	$2,36*10^{-5}$	$1,5*10^{-7}$	$2,37*10^{-5}$	99.35%	0.65%
Molybdenum	007439-98-7	$2,19*10^{-22}$	$2,1*10^{-5}$	$2,10*10^{-5}$	0.00%	100.00%
Bromate	015541-45-4	$2,06*10^{-5}$	0	$2,06*10^{-5}$	100.00%	0.00%
Phenol, 2,4,5-trichloro-	000095-95-4	$1,74*10^{-5}$	$1,5*10^{-6}$	$1,88*10^{-5}$	92.13%	7.87%
Benzene, 1,3-dichloro-	000541-73-1	0	$1,7*10^{-5}$	$1,70*10^{-5}$	0.00%	100.00%
1-Butanol	000071-36-3	$1,66*10^{-5}$	$2,0*10^{-8}$	$1,67*10^{-5}$	99.88%	0.12%
p-Cresidine	000120-71-8	$1,62*10^{-5}$	0	$1,62*10^{-5}$	100.00%	0.00%
Phthalate, butyl-benzyl-	000085-68-7	$4,62*10^{-6}$	$8,3*10^{-6}$	$1,29*10^{-5}$	35.84%	64.16%
Ethanol, 2-butoxy-	000111-76-2	$1,27*10^{-5}$	$1,8*10^{-8}$	$1,27*10^{-5}$	99.86%	0.14%
Carbamic acid, butyl-, 3-iodo-2-propynyl ester	055406-53-6	0	$1,2*10^{-5}$	$1,23*10^{-5}$	0.00%	100.00%
Acenaphthene	000083-32-9	$7,40*10^{-6}$	$2,2*10^{-6}$	$9,60*10^{-6}$	77.04%	22.96%
Decabromodiphenyl oxide	001163-19-5	$8,54*10^{-6}$	0	$8,54*10^{-6}$	100.00%	0.00%
m-Cresol	000108-39-4	$6,73*10^{-6}$	$1,4*10^{-6}$	$8,15*10^{-6}$	82.59%	17.41%
Aniline	000062-53-3	$6,13*10^{-6}$	$1,5*10^{-6}$	$7,60*10^{-6}$	80.63%	19.37%
Sodium azide	026628-22-8	$3,47*10^{-6}$	$3,7*10^{-6}$	$7,13*10^{-6}$	48.67%	51.33%
Dicyclopentadiene	000077-73-6	0	$6,5*10^{-6}$	$6,52*10^{-6}$	0.00%	100.00%
o-Xylene	000095-47-6	0	$6,5*10^{-6}$	$6,47*10^{-6}$	0.00%	100.00%
Methanol	000067-56-1	$6,36*10^{-6}$	$4,8*10^{-9}$	$6,37*10^{-6}$	99.92%	0.08%
m-Xylene	000108-38-3	0	$6,1*10^{-6}$	$6,08*10^{-6}$	0.00%	100.00%
Phenol, 2-nitro-	000088-75-5	0	$6,0*10^{-6}$	$6,02*10^{-6}$	0.00%	100.00%
Triethyl amine	000121-44-8	$4,81*10^{-6}$	0	$4,81*10^{-6}$	100.00%	0.00%
o-Cresol	000095-48-7	$4,26*10^{-6}$	$5,5*10^{-7}$	$4,81*10^{-6}$	88.54%	11.46%
p-Nitroaniline	000100-01-6	0	$4,4*10^{-6}$	$4,45*10^{-6}$	0.00%	100.00%
Phenanthrene	000085-01-8	0	$3,5*10^{-6}$	$3,54*10^{-6}$	0.00%	100.00%
Anthracene	000120-12-7	$6,26*10^{-7}$	$2,8*10^{-6}$	$3,45*10^{-6}$	18.15%	81.85%

Stoff / Verbindung	CAS Nr.	Schadenskosten [$Euro_{2010}$/kg oder $Euro_{2010}$/kBq]			Kostenanteil	
		Gesund-heit	Ökosys-teme	Gesamt	Gesund-heit	Ökosys-teme
Benzene, 1,3,5-trimethyl-	000108-67-8	0	$3,4*10^{-6}$	$3,39*10^{-6}$	0.00%	100.00%
Nitroglycerin	000055-63-0	0	$3,2*10^{-6}$	$3,23*10^{-6}$	0.00%	100.00%
Ethane, 1,1,1-trichloro-, HCFC-140	000071-55-6	0	$3,2*10^{-6}$	$3,17*10^{-6}$	0.00%	100.00%
m-Phenylenediamine	000108-45-2	$2,32*10^{-6}$	0	$2,32*10^{-6}$	100.00%	0.00%
Methyl ethyl ketone	000078-93-3	$2,26*10^{-6}$	$6,8*10^{-9}$	$2,27*10^{-6}$	99.70%	0.30%
Carbamic acid, ethyl ester	000051-79-6	$1,97*10^{-6}$	0	$1,97*10^{-6}$	100.00%	0.00%
Methyl acrylate	000096-33-3	0	$1,9*10^{-6}$	$1,91*10^{-6}$	0.00%	100.00%
Hydroquinone	000123-31-9	$2,18*10^{-8}$	$9,8*10^{-7}$	$1,00*10^{-6}$	2.18%	97.82%
Allylamine	000107-11-9	0	$8,8*10^{-7}$	$8,75*10^{-7}$	0.00%	100.00%
1-Octanol	000111-87-5	0	$8,3*10^{-7}$	$8,34*10^{-7}$	0.00%	100.00%
2-Butenal	004170-30-3	0	$8,0*10^{-7}$	$7,99*10^{-7}$	0.00%	100.00%
Phenol	000108-95-2	$6,87*10^{-7}$	$8,3*10^{-8}$	$7,71*10^{-7}$	89.18%	10.82%
Phenol, 2,4,6-trichloro-	000088-06-2	0	$7,1*10^{-7}$	$7,07*10^{-7}$	0.00%	100.00%
Ethane, 1,1,2,2-tetrachloro-	000079-34-5	0	$7,0*10^{-7}$	$7,02*10^{-7}$	0.00%	100.00%
Toluene, 2,4,6-trinitro-	000118-96-7	$6,04*10^{-7}$	$1,3*10^{-8}$	$6,17*10^{-7}$	97.83%	2.17%
Catechol	000120-80-9	$5,65*10^{-7}$	0	$5,65*10^{-7}$	100.00%	0.00%
Acetamide	000060-35-5	$3,94*10^{-7}$	0	$3,94*10^{-7}$	100.00%	0.00%
Phenol, 4-nitro-	000100-02-7	0	$3,2*10^{-7}$	$3,18*10^{-7}$	0.00%	100.00%
o-Toluidine	000095-53-4	0	$3,1*10^{-7}$	$3,13*10^{-7}$	0.00%	100.00%
Ethylene glycol	000107-21-1	$2,97*10^{-7}$	$1,9*10^{-9}$	$2,98*10^{-7}$	99.35%	0.65%
Phthalate, dimethyl-	000131-11-3	0	$2,6*10^{-7}$	$2,63*10^{-7}$	0.00%	100.00%
Acrylic acid	000079-10-7	$1,46*10^{-7}$	$8,8*10^{-8}$	$2,34*10^{-7}$	62.38%	37.62%
Ethylene diamine	000107-15-3	0	$1,6*10^{-7}$	$1,59*10^{-7}$	0.00%	100.00%
Carboxylic acids, unspecified	n/a	$8,40*10^{-8}$	$7,5*10^{-8}$	$1,59*10^{-7}$	52.87%	47.13%
2-Ethoxyethyl acetate	000111-15-9	0	$1,4*10^{-7}$	$1,43*10^{-7}$	0.00%	100.00%
Caprolactam	000105-60-2	$1,25*10^{-7}$	0	$1,25*10^{-7}$	100.00%	0.00%
t-Butyl alcohol	000075-65-0	0	$1,2*10^{-7}$	$1,16*10^{-7}$	0.00%	100.00%
p-Cresol	000106-44-5	0	$1,1*10^{-7}$	$1,12*10^{-7}$	0.00%	100.00%
EDTA	000060-00-4	0	$1,0*10^{-7}$	$1,01*10^{-7}$	0.00%	100.00%
Acetic acid	000064-19-7	0	$1,0*10^{-7}$	$9,96*10^{-8}$	0.00%	100.00%
Dimethylamine	000124-40-3	0	$8,2*10^{-8}$	$8,25*10^{-8}$	0.00%	100.00%
Diethanolamine	000111-42-2	0	$8,2*10^{-8}$	$8,23*10^{-8}$	0.00%	100.00%
Nitrilotriacetic acid	000139-13-9	0	$5,8*10^{-8}$	$5,78*10^{-8}$	0.00%	100.00%
Formic acid	000064-18-6	0	$5,7*10^{-8}$	$5,69*10^{-8}$	0.00%	100.00%
Cyclohexanol	000108-93-0	0	$2,9*10^{-8}$	$2,90*10^{-8}$	0.00%	100.00%
2-Butanol	000078-92-2	0	$8,5*10^{-9}$	$8,54*10^{-9}$	0.00%	100.00%
2-Propanol	000067-63-0	0	$3,7*10^{-9}$	$3,75*10^{-9}$	0.00%	100.00%
Triethylene glycol	000112-27-6	0	$6,2*10^{-10}$	$6,16*10^{-10}$	0.00%	100.00%
Maleic anhydride	000108-31-6	$5,43*10^{-11}$	$2,9*10^{-12}$	$5,72*10^{-11}$	94.99%	5.01%
Curium alpha	007440-51-9	$2,67*10^{-3}$	0	$2,67*10^{-3}$	100.00%	0.00%
Americium-241	014596-10-2	$1,48*10^{-3}$	0	$1,48*10^{-3}$	100.00%	0.00%
Plutonium-alpha	007440-07-5	$3,44*10^{-4}$	0	$3,44*10^{-4}$	100.00%	0.00%

Stoff / Verbindung	CAS Nr.	Schadenskosten [Euro$_{2010}$/kg oder Euro$_{2010}$/kBq]			Kostenanteil	
		Gesundheit	Ökosysteme	Gesamt	Gesundheit	Ökosysteme
Carbon-14	014762-75-5	$5{,}48*10^{-5}$	0	$5{,}48*10^{-5}$	100.00%	0.00%
Cobalt-60	010198-40-0	$1{,}83*10^{-5}$	0	$1{,}83*10^{-5}$	100.00%	0.00%
Ruthenium-106	013967-48-1	$6{,}68*10^{-6}$	0	$6{,}68*10^{-6}$	100.00%	0.00%
Cesium-134	013967-70-9	$3{,}65*10^{-6}$	0	$3{,}65*10^{-6}$	100.00%	0.00%
Cesium-137	010045-97-3	$3{,}65*10^{-6}$	0	$3{,}65*10^{-6}$	100.00%	0.00%
Uranium-235	015117-96-1	$1{,}12*10^{-6}$	0	$1{,}12*10^{-6}$	100.00%	0.00%
Uranium alpha	007440-61-1	$1{,}05*10^{-6}$	0	$1{,}05*10^{-6}$	100.00%	0.00%
Uranium-234	013966-29-5	$1{,}05*10^{-6}$	0	$1{,}05*10^{-6}$	100.00%	0.00%
Uranium-238	007440-61-1	$1{,}05*10^{-6}$	0	$1{,}05*10^{-6}$	100.00%	0.00%
Antimony-125	014234-35-6	$6{,}89*10^{-7}$	0	$6{,}89*10^{-7}$	100.00%	0.00%
Strontium-90	010098-97-2	$1{,}90*10^{-7}$	0	$1{,}90*10^{-7}$	100.00%	0.00%
Hydrogen-3, Tritium	010028-17-8	$3{,}23*10^{-9}$	0	$3{,}23*10^{-9}$	100.00%	0.00%

Die monetären Werte der in Tabelle 41 aufgeführten Stoffe/Verbindungen sind bezogen auf 1 kg Stoffemission oder 1 kBq Strahlungsmission je Stoff. Wenn die tatsächliche Menge [kg/Jahr] oder [kBq/Jahr] eines Stoffes oder einer Verbindung an Emission in marines Wasser für ein bestimmtes Jahr zur Verfügung steht, können somit die tatsächlichen Schadenskosten für diese Stoffe errechnet werden.

6 Systematischer und/oder absichtlicher Eintrag anderer fester, flüssiger oder gasförmiger Stoffe

Bjørkeslett und Lilleby (2006) erhoben die Zahlungsbereitschaft unter der lokalen norwegischen Bevölkerung in den Orten Porsgrunn, Skien, Bamble, Nome, Sauherad and Larvik für eine erhöhte Wasserqualität im Grenlandgebiet (durch die Reinigung verschmutzter Sedimente). Die Befragungen enthielten verschiedene Szenarien, die sich in der Größe des Reduktionsaufwands der Verschmutzung durch Schwermetalle und andere toxische Substanzen unterschieden. Die Ergebnisse zeigten eine Zahlungsbereitschaft für eine Reduktion der Wasserverschmutzung mit einem Mittel von 1.464 NOK$_{2005}$ (140 EUR$_{2010}$) pro Jahr und Haushalt.

Franzén et al. (2006), s. Beschreibung unter 3.2 Abfälle im Meer.

Magnussen und Bergland (1996) erforschten den ökonomischen Wert von saubereren Fjords in einer Gegend in Norwegen (Skien, Porsgrunn und Bamble). Die Studie erfragt die Zahlungsbereitschaften für i) einen saubereren Grönlandfjord, ii) sauberere Fjords im Rest des Landes, iii) sauberere außenliegende Teile des Grenlandfjords. Das erfragte Szenario zielt darauf ab, dass die Meeresfrüchte und Fische aus dem Grönlandford gegessen werden können (im Gegensatz zu jetzt, wo die Regierung dagegen Warnungen und Verbote ausspricht). Verschmutzende Stoffe waren PCB, PAK, Dioxine, Metalle und endokrine Substanzen. Die mittlere Zahlungsbereitschaft pro Person liegt i) zwischen 500 und 1.000 NOK$_{1996}$ (57-114 EUR$_{2010}$) für den Grönlandfjord, ii) zwischen 600 und 2.200 NOK$_{1996}$ (68-250 EUR$_{2010}$) für andere Fjorde und iii) 350 und 900 NOK$_{1996}$ (40-102 EUR$_{2010}$) für weiter außenliegende Teile des Grönlandfjords.

Wille et al. (2011) In dieser Studie im Rahmen der UBA Methodenkonvention wurde ein Wert von 69 Euro je verminderter Tonne CO_2 Equivalent an Treibhausgasen extrapoliert für das Jahr 2010. Als erste Näherung wird entsprechend der Bewertung der Treibhausgasemissionen in der UBA-Methodenkonvention ein monetärer Wert von 69 Euro/t CO_2eq angesetzt. Dazu wurde eine alternative Methode zur Schätzung der externen Kosten von Treibausgasemissionen gewählt, der Vermeidungskostenansatz. Man umgeht somit die Unsicherheiten der Bewertung der Schäden, indem man die Grenzkosten zur Vermeidung von CO_2-Emissionen zur Erreichung eines bestimmten Zieles abschätzt. Als Vermeidungskosten werden die Werte der Meta-Studie von Kuik et al. (2009) für ein Ziel bei 450ppm CO_2eq empfohlen. Die Vermeidungskosten liegen somit im Jahr 2050 bei 225 Euro2050/t CO_2eq (128-396 $Euro_{2050}$/t CO_2eq). Durch Interpolation der gegebenen Werte mit 3% durchschnittlichem Marktzins ergibt sich ein Wert für die Vermeidungskosten von Treibhausgasen von 69 $Euro_{2010}$ je Tonne vermiedenen CO_2eq als mittlerem Wert mit den Grenzen von 39 $Euro_{2010}$ je Tonne vermiedenen CO_2eq als unterem Wert und 121 $Euro_{2010}$ je Tonne vermiedenen CO_2eq als oberem Wert.

7 Eintrag von Nährstoffen und organischem Material

Ahtiainen (2009) führte eine Metaanalyse durch, in der Zahlungsbereitschaften für die Kategorien "Erholung" sowie "Erholung und Biodiversität" für eine 50%ige Verbesserung der Wasserqualität im Rahmen der Analyse des Wertes internationaler mariner Ressourcen am Beispiel der Ostsee ermittelt wurden. Es wurden Zahlungsbereitschaften von 41-53 EUR_{2007}/ Person/Jahr (Erholung) sowie 98-117 $Euro_{2007}$/Person/Jahr (Erholung und Biodiversität) für eine 50%ige Verbesserung der Wasserqualität ermittelt.

Atkins et al. (2007) untersuchten in ihrer Zahlungsbereitschaftsanalyse die Präferenz der Bevölkerung hinsichtlich verschiedener Maßnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität und teilweise zur Reduzierung der Eutrophierung. Präferenzen wurden dabei anhand einer Fallstudie im Gebiet um Ârhus, Dänemark, für die Verbesserung der Wasserqualität des Randers Fjords ermittelt. Als Referenz-Wasserqualität wurde der Stand des Randers Fjords vor anthropogenem Einfluss um 1915/16 festgelegt. Das Design der Umfrage orientierte sich dabei stark an Söderqvist (1996): es wurde ein (fiktiver) Aktionsplan vorgestellt, der die Wasserklarheit (=Sichttiefe) im Fjord innerhalb der nächsten 10 Jahre auf 2,5-3 m erhöhen würde, so dass bei Freizeitaktivitäten wie Bootfahren, Fischen und Schwimmen der Boden des Fjords (wieder) sichtbar wäre. Die durchschnittliche Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung ergab mittlere Zahlungsbereitschaften von 93 DDK_{2003} (inklusive ‚Ausreißer' und ‚Extremwerte'), bzw. 57 DDK_{2003} (ohne ‚Ausreißer' und ‚Extremwerte') pro Person und Monat über einen Zeitraum von 10 Jahren.

Eggert und Olsson (2003) untersuchten im Jahr 2002 den ökonomischen Nutzen einer verbesserten Wasserqualität an der schwedischen Westküste mit Hilfe einer Umfrage (Choice Experiment) unter den dortigen Anwohnern. „Wasserqualität" wurde dabei repräsentiert durch die Eigenschaften Badewasserqualität, Biodiversität und Dorschbestand. Die Umfrage beschrieb ein Projekt, welches diese Eigenschaften mittels einer zeitlich begrenzten Gebühr über ein Jahr verbessern könnte. Die meisten Anwohner nutzten das Meer zum Schwimmen und Sonnen, 25% zum Angeln. Die mittleren Zahlungsbereitschaften betrugen pro Person für eine verbesserte Badewasserqualität (vom schlechtesten zum besten Niveau) 600 SEK_{2002} (61 EUR_{2010}), für einen verbesserten Dorschbestand (vom jetzigem, =niedrigsten), zum besten Niveau) 1.200 SEK_{2002} (122

EUR_{2010}), für eine verbesserte Biodiversität (vom jetzigen, =mittleren Niveau auf das höchste Niveau) 600 SEK_{2002} (61 EUR_{2010}) und für eine Verhinderung der Verschlechterung der Biodiversität 1.400 SEK_{2002} (142 EUR_{2010}).

Franzén et al. (2006), s. Beschreibung unter 3.2 Abfälle im Meer.

Frykblom (1998) untersuchte in seiner Dissertation den potentiellen Umweltnutzen (Ästhetische Werte und Erholungsnutzen) durch eine Reduzierung der Nährstoffemissionen in der Laholm Bucht (Schweden) um 50% und damit einer Reduktion der Eutrophierung auf null. Für die Ermittlung der Zahlungsbereitschaft wurde Fragebögen an Einwohner der Gemeinden Båstad, Hamstad und Laholm verschickt. Als Zahlungsmodalität für die Verbesserung des aktuellen Zustandes soll eine zusätzliche monatliche kommunale Steuerabgabe eingeführt werden. Die mittlere Zahlungsbereitschaft wurde mit 747 SEK_{1996} (83,42 EUR_{2010}) pro Person und Jahr angegeben. In SEPA (2010) werden diese Werte auf das Minderungsszenario bezogen. Dadurch ergeben sich mittlere Zahlungsbereitschaften von 24,07 SEK_{1996} (2,69 EUR_{2010}) pro Jahr und kg reduziertem N und 1.194,49 SEK_{1996} (133,39 EUR_{2010}) pro Jahr und kg reduziertem P.

Gren et al. (1997) schätzen in ihrer Studie Kosten und Nutzen der Reduzierung von N und P-Frachten im Ostseeraum ab. Die vorläufigen Ergebnisse dabei waren, dass der Gesamtnutzen einer 50%igen Reduzierung der N und P-Frachten ungefähr genauso groß ist wie die damit verbundenen Kosten: etwas mehr als 30 000 Millionen SEK_{1997} pro Jahr (entspräche 3290 Millionen EUR_{2010}).

Die Autoren (nicht näher genannt) von *HELCOM* und *NEFCO* fassen in ihrem Endbericht (2007) die Vorgehensweise und Methodik im Rahmen des BASP (Baltic Sea Action Plan) zusammen. Ziel ist es, im Rahmen des BSAP verschiedene Maßnahmen zur Reduzierung von N und P Einträgen aus den unterschiedlichen Quellen (Landwirtschaft, Kläranlagen, Verbrennungsanlagen etc.) auf deren Effektivität hin zu überprüfen. In verschiedenen Szenarien wurden Maßnahmen gegenübergestellt. Die Kosteneffektivität der Maßnahmen variiert zwischen 1 bis 57 EUR_{2004} pro reduzierte kg N Fracht (1,25-71,04 EUR_{2010}). Im Hinblick auf die P -Reduktion variiert die Kosteneffektivität zwischen 14 und 500 EUR_{2004} (17,45 - 623,16 EUR_{2010}) per kg P. Weiterhin schätzen sie basierend auf Turner et al. (1999) und anderen Studien den Gesamtnutzen einer Verminderung der Eutrophierung in der Ostsee ab, der sich auf 9-12 EUR_{1995} pro kg reduzierten N-Einträgen und 231-245 EUR_{1995} pro kg reduzierten P-Einträgen beläuft.

Kosenius (2010) bestimmte in einer Studie zu Eutrophierung im Golf von Finnland die Zahlungsbereitschaft, Eutrophierung zu reduzieren und damit die Wasserqualität und die Sichtbarkeit im Wasser zu erhöhen. Befragt wurde die finnische Bevölkerung, dabei wurde unterschieden, ob sie am Wasser leben bzw. ein Ferienhaus dort haben oder ob nicht. Das Auswahlexperiment (Fragebogen) enthielt drei Minderungsszenarien und ein Business-as-usual-Szenario. Die Minderungsszenarien umfassten

1) Reduktion der Nährstoffeinträge in Russland, Estland und Finnland um 7% (in Finnland 33/44% des Gesamt-N/P-Eintrags pro Jahr), was zu einer leichten Minderung (bis zu 15%) der Algenbiomasse führt

2) Reinigung des Abwassers aus St. Petersburg um 75% für N und 80% für P, was zu einer Reduktion der Einträge von N um 49% und von P um 53% und einem Rückgang von Cyanobakterien um 15-35% und andere Algen um bis zu 15% sorgt

3) Minderung von 21% (25%) der N (P) –Einträge aus Polen, was zu einer Minderung der Algenbiomasse um 15-35% führt.

Es ergaben sich folgende Ergebnisse (als Mittelwerte pro Haushalt und Jahr für die zwei eingesetzten Modelle):

1) 271,1 und 392,8 EUR_{2006} (254 und 368 EUR_{2010}),

2) 287,6 und 405,2 EUR_{2006} (269 und 380 EUR_{2010})

3) 332 und 448,1 EUR_{2006} (311 und 420 EUR_{2010}).

Kosenius (2004) ermittelte im Rahmen des ECOHARM-Projekts die Zahlungsbereitschaft von Touristen an der Küste von Hanko, Finnland, zur Reduktion von (gefährlichen) Algenblüten, die sich durch Nährstoffüberschüsse in der Ostsee bilden. Aus der Befragung von 196 Touristen im Juli 2003 ergab sich eine Zahlungsbereitschaft (Mittel- und Medianwert) von 24,90 EUR_{2003} (23,80 EUR_{2010}) pro Person und Jahr für eine 25%ige Reduzierung von Algenblüten zu Beginn der nächsten Sommersaison und für eine 50%ige Minderung des Risikos, am Verzehr von Schalentieren zu erkranken.

Le Goffe (1995) führte eine kontingente Bewertungsstudie zur Reduzierung von Eutrophierung und mikrobieller Verschmutzung an küstennahen Gewässern in Brest (Hafenstadt an der Atlantikküste Frankreichs) durch. Es wurden zwischen Juni und September 1993 über 600 Anwohner Brests befragt. Zwei Güter des Küstengewässers lagen im Fokus: seine gesundheitsfördernde Wirkung (salubrity) und das marine Ökosystem. Ersteres wurde umschrieben mit der lokalen Verschmutzung durch Mikroben (Algenblüte) und der Frage, was die Anwohner zahlen würden, um ohne Risiko baden und dort vorkommende Schalentiere (wild shellfish) essen zu können. Letzteres umfasste ebenfalls die lokale Verschmutzung durch Mikroben und die Frage, was Anwohner zahlen würden, um die „Erstickung“ (asphyxiation) des Hafenwassers zu verhindern (die durch Eutrophierung verursacht wird). Die Zahlungsbereitschaft (WTP) betrug pro Haushalt und Jahr zwischen 214 und 218 FFR_{1993} für das Gut gesundheitsfördernde Wirkung sowie zwischen 158 und 173 FFR_{1993} für das Gut Ökosystem.

Longo et al. (2007) bestimmten mittels einer Umfrage (Choice Experiment) an der belgischen Küste die Zahlungsbereitschaft von Strandnutzern, durch Eutrophierung verursachte Algenblüten (*Phaeocystis*) und die damit verbundene Schaumbildung zu reduzieren. 61% der Befragten gaben an, über Nacht an der Küste zu bleiben. Die Befragten nutzten den Aufenthalt zu Erholungszwecken. Strandnutzern wurden verschiedene Politikoptionen zur Auswahl gegeben, um Algenblüten (bzw. Schaumbildung durch Algen) zu verringern. Alle Optionen sollten durch erhöhte Strandnutzungsgebühren finanziert werden. Um Algenblüten erheblich zu reduzieren und eine geringe Algenblüte nur auf der Wasseroberfläche zu erreichen, waren die Befragten bereit, pro Jahr 43,57 EUR_{2007} (43,93 EUR_{2010}) zu bezahlen. Für die Bereitschaft, ein hohes Algenniveau zu akzeptieren, würden die Befragten 144,23 EUR_{2007} (145,41 EUR_{2010}) verlangen. Die Studie wurde durch das EU-Forschungsprojekt Thresholds finanziert.

Meyerhoff und Angeli (2011) ermittelten die Zahlungsbereitschaft im gesamten Bundesgebiet von Deutschland zur Reduzierung der Eutrophierung in der Ostsee im Rahmen des BalticSTERN/Sun-Projekts. Für die Umfrage wurde in allen Anrainerländern der Ostsee ein gemeinsamer Fragebogen entwickelt und zwischen Oktober und November 2010 angewendet. Insgesamt wurden 9.000 Personen befragt, etwa 1.000 Personen pro Land. Es wurden zwei Szenarien zur Verbesserung der Wasserqualität bis zum Jahr 2050 infolge eines verringerten Nährstoffeintrags zugrunde gelegt, basierend auf dem Baltic Sea Action Plan (BSAP), welche zum einen eine 50%ige Zielerreichung vorsahen und zum anderen eine 100%ige Zielerreichung. Im BSAP wurden für Deutschland folgende jährliche Reduktionen der Nährstoffeinträge beschlossen (Tab. 42):

Tabelle 42: Jährliche Nährstoffreduktionen im Rahmen des BSAP

Staat	Phosphor (t) / a	Stickstoff (t) / a
Dänemark	16	17.210
Estland	220	900
Finnland	150	1.200
Deutschland	**240**	**5.620**
Lettland	300	2560
Litauen	880	11.750
Polen	8.760	62.400
Russische Föderation	2.500	6.970
Schweden	290	20.780
grenzüberschreitend	1.660	3.780

Den Befragten wurden Karten der Ostsee mit unterschiedlichen Wasserqualitäten vorgelegt, die durch fünf ökologische Parameter beschrieben wurde: Wasserreinheit, Vorhandensein von Algenblüten und Seegraswiesen, Zusammensetzung von Fischarten und Sauerstoffgehalt auf dem tiefen Meeresboden. 82,9% der Befragten hatten die Ostsee mindestens einmal zu Freizeitzwecken besucht, 17,1% waren bisher noch nicht an der Ostsee. 2,1% der Befragten insgesamt schlossen einen zukünftigen Besuch aus. Die Autoren ermittelten Zahlungsbereitschaften für Personen mit höherem Bildungsabschluss von 15,8 (12,1 getrimmter Mittelwert) EUR_{2011} pro Jahr für eine 50%ige Zielerreichung und 21,8 (17,7) EUR_{2011} pro Jahr für eine 100%ige Zielerreichung. Personen mit Haupt- oder Realschulabschluss waren bereit 11,04 (10,01) EUR_{2011} pro Jahr für eine 50%ige Zielerreichung und 15,29 (14,40) EUR_{2011} pro Jahr für eine 100%ige Zielerreichung zu zahlen. Konservativ nahmen die Autoren an, dass diese Werte Zahlungsbereitschaften pro Haushalt repräsentieren. Werden die getrimmten Mittelwerte nach Bildungsabschluss getrennt auf Deutschland hochgerechnet (mit 40,3 Mio. Haushalten), ergeben sich 425 Mio. EUR_{2011} pro Jahr für eine 50%ige Zielerreichung und 614 Mio. EUR_{2011} pro Jahr für eine 100%ige Zielerreichung.

Olsson (2004) untersuchte die Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung für einen verbesserten Dorschbestand im Skagerrak und Kattegat an der schwedischen Westküste (Details der Umfrage finden sich auch in Eggert und Olsson (2003)). Er ermittelte eine Zahlungsbereitschaft von 150-250 SEK_{2002} (14,78 – 19,71 EUR_{2010}) als Medianwerte pro Person über ein Jahr. .

Sandström (1996) schätzte den Erholungsnutzen einer reduzierten Eutrophierung für Schweden mit Hilfe der Reisekostenmethode ab. Weiterhin modellierte er den Zusammenhang zwischen Sichttiefe, Wassertemperatur und Konzentration von Stickstoff und Phosphor in den Gewässern rund um Schweden. Er kam zu dem Ergebnis, dass eine gleichförmige Minderung von Stickstoff und Phosphor um bspw. 50% zu einer Erhöhung der Sichttiefe um ca. 75% führt. Mit Hilfe der Reisekostenmethode und dem modellierten Zusammenhang wurden im nächsten Schritt dann daraus Tourismus- und Erholungsnutzen für eine 50%ige Reduzierung der Nährstoffbelastung von 140 - 315 SEK_{1990} pro Fahrt (18 - 41 EUR_{2010}) berechnet. Datengrundlage bildete die schwedische „Tourism and Travel Database (TDB)“. Hier wurden Erholungsausflüge angegeben innerhalb von Schweden mit Übernachtung und ohne Übernachtung: Tagesausflüge unter 100 km sind allerdings nicht erfasst.

Siitonen et al. (1992, auf Finnisch, entnommen aus *SEPA (2008))* beschäftigten sich in ihrer Studie mit der ökonomischen Evaluierung des Umweltnutzens für die Ostsee durch eine Verringerung der Belastung durch Stickstoff- und Phosphoreinträge. Betrachtet wurde eine Papier- und Zellstofffabrik in Pietarsaari(Finnland) an der Küste des bottnischen Meeres, die in den 80er Jahren ihre Abwässer gereinigt hatte, wodurch eine verbesserte Wasserqualität im Umfeld erreicht wurde. Der entstandene Nutzen wurde mit Hilfe der Benefit Transfer-Methode aus verschiedenen internationalen Studien sowie auf Grundlage der Schadensersatzzahlungen an Fischer ermittelt. Der Gesamtnutzen wurde während der Dekade 1980-1989 mit 1,2 Mio. bis 2,3 Mio. FIM_{1989} (200.000 – 380.000 EUR_{2010}) pro Jahr beziffert.

Söderqvist und Scharin (2000) untersuchten den Erholungsnutzen im Stockholmer Archipel durch eine Reduzierung der Eutrophierung mit Hilfe der kontingenten Bewertung. Im Jahr 1998 wurde die Bevölkerung befragt, was sie bereit wäre, für eine Verbesserung der Sichttiefe um ein Meter zu zahlen. Es ergaben sich eine mittlere Zahlungsbereitschaft in Höhe von 71 SEK_{1998} (9,41 EUR_{2010}) pro Person und Monat ohne Berücksichtigung der Protestantworten und 43 SEK_{1998} (5,70 EUR_{2010}) pro Person und Monat unter Berücksichtigung der Protestantworten.

Söderqvist (1996, nachzulesen in *Turner et al. (1999))* und *Markowska und Zylicz (1999)* führten die gleiche kontingente Bewertungsstudie in Schweden und Polen für die Ostsee durch. Die Autoren sahen die Ergebnisse der schwedischen Studie als repräsentativ an für die ökonomisch stärkeren Länder der Region (bspw. Deutschland). Grundlage bildete ein Szenario, welches zu einer Reduzierung der Eutrophierung über 20 Jahre bis hin zu einem für die Ostsee nachhaltigem Niveau führte. Die mittlere jährliche Zahlungsbereitschaft (WTP) pro Erwachsenem betrug 5.900 SEK_{1995} (617 EUR_{2010}) oder 3.334 SEK_{1995} (348 EUR_{2010}) wenn nicht-Antworten als 0 WTP zählten.

Soutukorva (2005) betrachtete den Erholungsnutzen einer verbesserten Wasserqualität im Stockholmer Archipel (Schweden), die durch Eutrophierung stark beeinträchtigt ist. Mittels der Reisekostenmethode wurden 1998 und 1999 über tausend Fragebögen an

Einwohner in Stockholm und Uppsala verschickt. Die Ergebnisse wurden genutzt, um den Nutzen der Verbesserung der Sichttiefe um einen Meter zu berechnen. Dazu wurde ein Zusammenhang von Larsson verwendet (in der Studie zitiert). Dieser entwickelte für die Ostsee eine lineare Regression von Nährstoffkonzentration (N in mg/m3) und Sichttiefe (S in Meter): Log(S) = 4,274 – 1,4388 (log(N)). Die Regression gilt für den Sommer und für 200<N<750. Ein Anstieg der Sichttiefe von einem Meter entspricht dann einer Reduktion der Stickstoffkonzentration von ca. 30%. Die aggregierte Konsumentenrente der erwachsenen Bevölkerung in Stockholm und Uppsala für die Verbesserung der mittleren Sichttiefe im Archipel um einen Meter betrug 59 bis 298 Mio. SEK_{1998} (6,4 – 32 Mio. EUR_{2010}) pro Jahr für 3,1 Mio. Ausflüge bzw. 610.000 Besucher und 70 – 351 Mio. SEK_{1999} (7,6 – 38 Mio. EUR_{2010}) pro Jahr für 3,658 Mio. Ausflüge bzw. 719.800 Besucher.

Turner et al. (1999) führten eine Kosten-Nutzen Analyse über die Reduktion von N und P im gesamten Ostseeraum durch. Zwei Zahlungsbereitschaftsstudien, durchgeführt in Schweden und in Polen (vgl. Söderqvist (1996) und Markowska und Zylicz (1999)) dienten als Grundlage für die Abschätzung des Gesamtnutzens. Bei einer Reduktion von N und P auf ein nachhaltiges Niveau (entspricht ungefähr einer Reduktion von 50%) ergab sich in Schweden eine Zahlungsbereitschaft von 5.900 SEK_{1995}/Person und Jahr (617 EUR_{2010}/Person und Jahr) bzw. 3.300 SEK_{1995}/Person und Jahr (345 EUR_{2010}/Person und Jahr), wenn angenommen wird, dass Nicht-Antworten eine Zahlungsbereitschaft von 0 EUR repräsentieren. Nährstoffeinträge in die Ostsee betrugen im Jahr 1993 insgesamt 1.022.754 t N und 38.888 t P.

Vesterinen et al. (2010) modellierten über die Reisekostenmethode den Erholungsnutzen einer verbesserten Wasserqualität in Finnland (Seen und Küstengewässer). Untersucht wurden die Freizeitaktivitäten Schwimmen, Sportangeln und Bootsfahren. Die Autoren kamen zu dem Ergebnis, dass eine Verbesserung der Sichttiefe um einen Meter zu Nutzen von 6,30 - 18,98 EUR_{1999} (6,6 - 19,9 EUR_{2010}) pro Besucher und Besuchstag führt. Diese Werte gelten jeweils für die Aktivitäten Schwimmen und Sportangeln, für Bootsfahren konnte kein zusätzlicher Nutzen durch eine gestiegene Sichttiefe festgestellt werden. Die Autoren weisen weiterhin darauf hin, dass die untersuchten Freizeitaktivitäten wahrscheinlich nicht unabhängig voneinander sind und eine Aufsummierung der Werte damit zu einer Überschätzung führen könnte.

Zylicz et al. (1995) untersuchte die jährliche durchschnittliche Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung Polens zur Verbesserung des aktuellen Zustandes der Meere. Die Studie ergab, dass eine beachtliche Anzahl der Befragten bereit wären eine zusätzliche Steuerabgabe zu bezahlen. Die durchschnittliche Zahlungsbereitschaft betrug £ 52 (60,61 €) pro Person. Diese Arbeit stellte die erste CV-Studie in Polen dar.

8.1 Mikrobielle Pathogene

Beaumais und Appéré (2010) untersuchten in der Bretagne in Frankreich den Wert verminderter Gesundheitsrisiken durch das Fangen von Schalentieren, die durch Bakterien, Viren, aber auch andere Schadstoffe verunreinigt sein können. 328 Sportangler wurden zwischen März und April 2000 befragt, wie viel zusätzliche Kilometer sie fahren würden, um anstatt zu einem verschmutzten Gebiet zu einem sauberen Gebiet zu gelangen. Daraus wurden Reisekosten berechnet (direkte Kosten und Opportunitätskosten). Als Konsequenz einer Verschlechterung der Zuchtgebiete von A (kein Gesundheitsrisiko, < 230 E. coli pro 100 g Muschelfleisch) nach B (geringes

Gesundheitsrisiko, > 230 - 4 600 E. coli pro 100 g Muschelfleisch) und C/D (hohes Gesundheitsrisiko, > 4 600 E. coli pro 100 g Muschelfleisch, hier ist das Angeln verboten) betrug der Verlust der Konsumentenrente pro Saison 86 – 212 EUR_{2000} (95 – 234 EUR_{2010}). Dies entspricht ca. 4% gesamten Konsumentenrente pro Saison.

Georgiou et al. (2000) bestimmten die Zahlungsbereitschaft für die Revision der EU-Badewasserrichtlinie, die zum Ziel hatte, das Krankheitsrisiko durch Baden im Meer weiter zu verringern. 626 Strandnutzer wurden im Sommer und Herbst 1997 an drei Orten in East Anglia befragt (zwei Strände und das Stadtzentrum von Norfolk), was sie bereit wären, für die Einhaltung der neuen Grenzwerte zu zahlen. Die mittlere Zahlungsbereitschaft für die neuen EU-Standards betrug 35,73 GBP_{1997} (53,91 EUR_{2010}) pro Haushalt und Jahr. Die Bandbreite der Ergebniswerte war sehr groß, abhängig davon, an welchem Ort die Personen befragt wurden und ob sie Urlauber, Tagesausflügler oder Anwohner waren.

Hanley und Kristrom (2002) führten eine Zahlungsbereitschaftsanalyse durch für Ayr und Irvine, Küstenstädte in Schottland an der Irischen See. 783 lokale Anwohner wurden befragt, was sie bereit wären zu zahlen für eine Verbesserung der Wasserqualität bis hin zu den Standards der EU Wasserqualitätsdirektive 76/160/EG. Die Befragung umfasste folglich Gebrauchs- und Nicht-Gebrauchswerte (z. B. Annehmlichkeiten (amenities) oder Existenzwerte). Als Zahlungsmodalität wurde die Erhöhung der Wasser- und Abwassergebühren vorgeschlagen. Pro Person und Jahr ergaben sich Zahlungsbereitschaften von im Mittel 12,24 GBP_{2000} für Ayr (18,91 EUR_{2010}) und 7,23 GBP_{2000} für Irvine (11,17 EUR_{2010}).

Hanley et al. (2003) verwendeten in ihrer Studie kombinierte Stated- und Revealed-Preference-Ansätze (angegebene Vorlieben vs. offenbarte Vorlieben), um den Wert einer Erhöhung der Badewasserqualität zu bestimmen. Dabei geht es besonders um Schottland, wo die Standards der damals geltenden Badewasserrichtlinie nicht eingehalten wurden. Die Verbindung beider Ansätze erlaubt sowohl die Vorhersage der Änderungen der Fahrten zum Wasser (wenn die Wasserqualität besser ist) als auch des Wohlfahrtsgewinns pro Fahrt. Das Modell beinhaltet die Existenz von Ersatzorten und für Änderungen im Freizeit- und Erholungsverhalten. Die Konsumentenrente für die vorgeschlagenen Änderungen der Wasserqualität wird mit 0,48 GBP pro Strandbesuch oder 5,81 GBP pro Person und Jahr geschätzt. Werden diese Ergebnisse mit nationalen Daten über Strandnutzung pro Kopf kombiniert, ergeben sich aggregierte Nutzen von 1,25 Millionen GBP pro Jahr. Die Befragungen wurden 1999 durchgeführt.

Legget und Bockstael (2000) stellen einen Zusammenhang her zwischen Wasserqualität (ausgedrückt durch die Anzahl von Kolibakterien (faecal coliform counts) an 104 Stellen entlang der Arundel County Küste an der Chesapeake Bay, Atlantikküste der USA) und Verkaufspreisen von 1183 Häusern. Sie kommen zu dem Ergebnis, dass es einen statistisch signifikanten Zusammenhang gibt: eine Änderung von 100 Kolibakterienzählungen pro 150 ml führt im Mittel zu einer Preissenkung von 1,55%.

Le Goffe (1995), s. Beschreibung unter 7 Eintrag von Nährstoffen und organischem Material

Machado und Mourato (2002) betrachteten mit Hilfe von Zahlungsbereitschaftsanalysen (contingent valuation und contingent ranking) für die Estoril-Küste an der Atlantikküste

Portugal den Nutzen einer verbesserten Badewasserqualität. Sie betrachteten dabei Erholungsnutzen (Amenities) und Nutzen für die menschliche Gesundheit. Grundlage für letztere bildeten epidemiologische Dosis-Wirkungsbeziehungen zu Pathogenen im Meerwasser und dadurch verursachter Gastroenteritis (Magen-Darm-Entzündung). Die Verschmutzung durch Pathogene entstand an der Estorilküste hauptsächlich durch unzureichend aufbereitetes städtisches Abwasser, welches in das Meer eingeleitet wurde. (1996 waren 2/3 der Strände stark verschmutzt.) Die Studie wurde an 401 Bewohnern aus Lissabon durchgeführt, die im Juli 1997 11 Strände verschiedener Wasserqualitäten entlang der Estoril-Küste genutzt hatten. Die Anwohner wurden gefragt, was sie bereit wären zu zahlen, um eine eintägige Magen-Darm-Verstimmung zu vermeiden, die nach dem Schwimmen in verschmutztem Wasser auftritt. Daraus ergab sich eine mittlere Zahlungsbereitschaft von 7.782 PTE_{1997} (15.968 EUR_{2010}) und ein Medianwert von 2.500 PTE_{1997} (5.130 EUR_{2010}) pro Person. Weiterhin wurde der Erholungsnutzen (Amenities) ermittelt, dabei wurde gefragt, was die Anwohner bereit wären, für eine Verbesserung der Wasserqualität zu zahlen. Es ergaben sich Werte von 1.924 PTE (3.948 EUR_{2010}) pro Person und Strandbesuch für eine Verbesserung von schlecht nach mittel, 1.392 PTE (2.856 EUR_{2010}) für eine Verbesserung von mittel nach gut und 3.316 PTE (6.804 EUR_{2010}) von schlecht nach gut. Die Ergebnisse zeigten, dass den Befragten eine Verringerung ihres Gesundheitsrisikos weniger wert war als eine Verringerung ihrer Erholung. Die Autoren weisen allerdings darauf hin, dass entgegen dieser Wahrnehmung die wirklichen Gesundheitskosten durch verschmutztes Badewasser höher seien.

Mourato et al. (2003) (s. Beschreibung in 3.2 Abfälle im Meer)

8.2 Nicht-einheimische Arten und Umsiedelungen

Gren et al. (2007) ermittelten Kosten (Schadenskosten und Kosten zur Kontrolle der Art), die durch 13 verschiedene nicht-einheimische invasive Arten in Schweden verursacht werden. Sie teilten sie in vier verschiedene Kategorien ein: aquatisch, Biodiversität, Gesundheit und andere. Bei den aquatischen invasiven Arten wurde die Brackwasser-Seepocke *Balanus improvisus* untersucht, Furunculosis, eine Lachskrankheit, die durch das Bakterium *Aeromonas salmonicida* verursacht wird, die Frischwasserpflanze Seekanne *Nymphoides peltata* und der Signalkrebs *Pacifastacus leniusculus*, ebenfalls eine Frischwasserart.

Die Brackwasser-Seepocke setzt sich als Bewuchs auf Schiffen und Holzkonstruktionen fest (wenn keine Antifoulingbeschichtung vorliegt) und kann dadurch Schäden verursachen. Die Autoren schätzten gesamte jährliche Kosten zur Entfernung der Seepocke ab von 123.156.300 - 334.316.400 SEK_{2006} (11.858.246 - 32.190.038 EUR_{2010}) für 258.000 Freizeitboote in Schweden, 160.000-200.000 SEK_{2006} (15.406 - 19.257 EUR_{2010}) pro Jahr für Schiffe mit 5.000-40.000 Bruttoregistertonnen und 250.000-500.000 SEK_{2006} (24.072 - 48.143 EUR_{2010}) pro Jahr für Schiffe mit >40.000 Bruttoregistertonnen. Seepocken stellen in Schweden auch ein Problem für Kernkraftwerke dar, da sie in den Kühlwasserkanälen siedelt und dort entfernt werden muss. Kosten hierfür wurden von den Autoren mit 2,5-3,75 Mio. SEK_{2006} (240.715 - 361.073 EUR_{2010}) pro Reaktor und Jahr bzw. 10-15 Mio. SEK_{2006} (962.862 - 1.444.292 EUR_{2010}) pro Kraftwerk und Jahr geschätzt. Die Seepocke verursachte hingegen keine Schäden an schwedischen Aquakulturen (da diese entweder im Frischwasser liegen oder in nicht-verseuchten Gebieten).

Furunculosis ist vor allem in Aquakulturen für Lachs ein Problem, kann aber durch Medikamente eingedämmt werden. Die Autoren schätzten gesamte Kosten zur Kontrolle der Krankheit ab von 1,7-2,4 Mio. SEK_{2006} (163.687 - 231.087 EUR_{2010}) pro Jahr.

Kosenius (2004), s. Beschreibung unter 7 Eintrag von Nährstoffen und organischem Material.

Nunes und van den Bergh (2004) setzten die kontingente Bewertung und die Reisekostenmethode ein, um den Nutzen eines Meeresschutzprogramms gegen gefährliche Algenblüten (harmful algal bloom, HAB) entlang der Nord-Holland-Küste in den Niederlanden bewerten zu können. HAB werden hier durch Ballastwasser aus Schiffen eingeschleppt. Die Umfrage wurde 2001 an Touristen in Zandvoort durchgeführt. Mit Hilfe der Reisekostenmethode wurde ein Erholungsnutzens bestimmt von 55 EUR_{2001} pro Person und Jahr. Mit Hilfe der kontingenten Bewertung wurde weiterhin ein Ökosystemnutzen bestimmt von 76,2 EUR_{2001} pro Person und Jahr (Zahlungsbereitschaft für ein Meeresschutzprogramm).

8.3 Selektive Entnahme von Arten, inklusive anfallender Beifänge

Eggert und Olsson (2003), s. Beschreibung unter 7 Eintrag von Nährstoffen und organischem Material

Olsson (2004), s. Beschreibung unter 7 Eintrag von Nährstoffen und organischem Material

Parkkila (2005) (auf Finnisch, englische Zusammenfassung in *SEPA 2008)* nahm eine ökonomische Evaluierung des Lachsfanges durch die Freizeitfischerei am Simojoki-Fluss, der in den Bottnischen Meerbusen (Finnland) mündet, vor. Es wurden 249 zufällig

ausgewählte Freizeitfischer mit einer Fischereilizenz im Untersuchungsgebiet nach ihrer Zahlungsbereitschaft für einen Anstieg im Lachsbestand und damit einer Verdopplung der Fangmengen befragt. 181 (73%) der Befragten verfügten über eine positive Zahlungsbereitschaft (WTP>0). Die Höhe der Zahlungsbereitschaft pro Sportangler und Saison betrug durchschnittlich 47,8 - 53,8 EUR_{2004} (45,7-51,4 EUR_{2010}).

Roth und Jensen (2003) untersuchten den ökonomischen Einfluss der Sportfischerei auf die dänische Wirtschaft. Die Studie ergab, dass die Angelfischerei in Dänemark (direkt sowie indirekt) insgesamt 758 Arbeitsplätze (0,03% der Gesamtbeschäftigten in Dänemark) erwirtschaftet. Des Weiteren werden indirekte Steuern in Höhe von 127 Mio. DKK sowie Einnahmen in Höhe von 303 Mio. DKK erzielt. In der Studie wurden nur die variablen Kosten der Fischerei berücksichtigt, nicht deren Fixkosten, wie z.B. Fischereiausrüstung.

Toivonen et al. (2004), s. Beschreibung unter 3.2 Abfälle im Meer

9 Sonstige Studien

Die Literaturrecherche ergab eine Reihe weiterer Studien, die sich im Rahmen des hier verwendeten Konzepts des Total Economic Values als nicht verwendbar erwiesen (bspw. Studien zum Nutzen des Ausweisens von Meeresschutzgebieten oder Studien zum Wert von gesamten Ökosystemdienstleistungen). Diese Studien werden in einem separaten Dokument tabellarisch aufgeführt.

V. Fallstudie 1: Marine Abfälle in der Nordsee (Projektmodul 4a)

V.1 Einleitung

Die europäischen marinen Gewässer, inklusive der deutschen Nord- und Ostsee, gehören zu den am intensivsten genutzten Meeresgebieten der Erde. Ebenso wie bei den meisten Binnengewässern überlagern sich in ihnen verschieden gelagerte Nutzungsinteressen- und Schutzzielsetzungen.

Ziel der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (2008/56/EG; MSRL) ist ein wirksamer europaweiter Schutz der Meeresumwelt. Bis zum Jahr 2020 wird die Wiederherstellung oder der Erhalt eines„ guten Umweltzustands“ (GUZ) der europäischen Meere angestrebt, der dem Schutz der Ressourcen und Dienstleistungen dient und so die Grundlage für viele Bereiche der maritimen Wirtschaft und der Gesellschaft als Ganzes erhält. Die MSRL verfolgt dabei einen ähnlich integrativen, ganzheitlichen Ansatz wie die europäische Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG; WRRL). So wird wie in der WRRL davon ausgegangen, dass ökologische Wertvorstellungen und ökonomische Grundsätze sich nicht gegenseitig ausschließen, sondern ergänzen und unterstützen. Für die Abwägung dieser Belange spielt die Kosten-Nutzen Analyse (KNA) potentieller Maßnahmen, die im Text der MSRL ausdrücklich genannt wird (Artikel 13), eine wichtige Rolle.

Ziel des vom Umweltbundesamt (UBA) geförderten Forschungsprojektes „Methodische Grundlagen für sozio-ökonomische Analysen sowie Folgenabschätzungen von Maßnahmen einschließlich Kosten-Nutzen Analysen nach EG-Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie“ ist es, zu untersuchen, wie die Nutzen einer Maßnahme zur Verbesserung der Meeresumwelt quantifiziert und in die Analyse einbezogen werden kann. Zu berücksichtigen ist dabei insbesondere, dass in Deutschland bislang wenig Erfahrung mit der Durchführung von monetären KNA im Umweltbereich existiert.

Im Zuge des Vorhabens wurden in zwei ersten Arbeitsschritten „Vorschläge für ein methodisches Vorgehen“ (Dworak/Görlitz/Interwies et al. 2011) erarbeitet. Diese basieren auf Experteninterviews zur Herangehensweise in anderen Anrainerstaaten, der Analyse von Abstimmungsprozessen auf EU-Ebene (Common Implementation Strategy/CIS) und anwendungsorientierten internationalen Forschungsvorhaben. Auf der Grundlage dieser Analyse wurden fachlich fundierte und an die Verhältnisse der deutschen Meeresgewässer angepasste methodische Leitlinien für den weiteren Projektverlauf entwickelt.

Aufbauend auf den Vorschlägen für ein methodisches Vorgehen wurde im anschließenden dritten Arbeitsschritt ein methodisches Konzept angefertigt, das die systematische Erfassung und Einbeziehung des Nutzens von Meeresschutzmaßnahmen in eine KNA erlaubt. Dieses methodische Konzept beinhaltet zum einen ein Mengengerüst, in dem die Auswirkungen von Meeresumweltverbesserungen auf die ökonomischen Nutzen, die der Mensch daraus zieht, beschrieben werden. Zum anderen enthält das methodische Konzept Vorschläge, wie diese Nutzen zur Einbeziehung in eine KNA in monetäre Werte übersetzt werden können, und entwickelt Vorschläge, wie alternativ vorgegangen werden könnte. Das methodische Konzept ist im Projektverlauf mehrfach mit Auftraggeber (AG) und Forschungsbegleitkreis (FBK) abgestimmt worden, und ist im Zwischenbericht „Module 3a und 3b: Aufbau eines Mengengerüstes – Teil 1:

Zusammenstellung relevanter Komponenten, Teil 2: Vorschläge zur Monetarisierung“ enthalten (Bertram et al. - Projektmodul 3a/3b).

Im letzten und vierten Arbeitsschritt wird schließlich das methodische Konzept in zwei Fallstudien angewendet und überprüft. Die Fallstudien sollen dabei sowohl eine fachliche Aussage über den ökonomischen Nutzen einer bestimmten Meeresschutzmaßnahme/eines Bündels von Maßnahmen generieren, als auch die Anwendbarkeit des erstellten Bewertungssystems demonstrieren bzw. verbessern. Die Kostenseite der Maßnahmen wird dabei nicht betrachtet, da dies nicht im Fokus des Vorhabens steht.

Damit unterstützen die Fallstudien die Erstellung einer praktikablen Handlungsanleitung, nach der politische Entscheidungsträger und Behörden Meeresschutzmaßnahmen bewerten können. Ebenso wird der Forschungsbedarf aufgezeigt, um Datenlücken zu schließen und Nutzen exakter bewerten zu können.

Die Auswahl der Fallstudien orientiert sich an den in der MSRL (Anhang III) und dem Mengengerüst aufgeführten und beschriebenen Belastungen. Dabei wurde in Abstimmung mit AG und FBK festgelegt, dass die Auswahl der in den Fallstudien betrachteten Belastungssituationen folgenden Kriterien genügen muss:

- Datenverfügbarkeit (keine Durchführung einer Fallstudie in einem Gebiet/Sektor, für den gar keine Daten verfügbar sind).
- Aktualität der Belastungssituation (möglichst Behandlung von aktuell relevanten Belastungssituationen).
- Wenn möglich, Abdeckung von Nord- und Ostsee durch beide Fallstudien.

Ebenfalls in enger Abstimmung mit AG und FBK sind daraufhin die Belastungsbereiche „Eutrophierung in der Ostsee“ und „Mariner Abfall in der Nordsee“ zur Betrachtung in den Fallstudien ausgewählt worden.

Beide Fallstudien leiten über eine Beschreibung der Belastung, der relevanten Eintragspfade sowie der besonderen Herausforderungen, die mit dem jeweiligen Schwerpunkt verbunden sind, in die Thematik ein (Kapitel 2). Daraufhin folgt eine Beschreibung des methodischen Vorgehens, in dem das Mengengerüst, das Maßnahmenbündel und die mit Belastungsreduzierungen verbundenen Nutzen dargestellt und die relevanten Wirkungspfade ausgewählt werden (Kapitel 3). Im folgenden Kapitel 4 wird dann der (Gesamt-)Nutzen des Maßnahmenbündels soweit wie möglich quantitativ, ansonsten qualitativ abgebildet. Von besonderer Bedeutung sind die Schlussfolgerungen (Kapitel 5), in denen die Praxistauglichkeit und Einfachheit der Anwendung der entwickelten Methodik einer kritischen Betrachtung unterzogen werden.

V.2 Problembeschreibung

Abfall in den Meeren ist ein Problem globalen Ausmaßes. Gemäß der Definition der EU-Kommission umfasst:

> „...*Abfall in der Meeresumwelt ... „jedes haltbare[s], hergestellte[s] oder verarbeitete[s] Material, das in der Meeres- oder Küstenumwelt weggeworfen, entsorgt oder zurückgelassen wurde. Mariner Abfall besteht aus Gegenständen, die von Menschen produziert oder genutzt wurden und absichtlich im Meer oder an Stränden entsorgt oder unabsichtlich verloren wurden, einschließlich Einträgen von Land über Wind oder über Abwässer und Flüsse. Beispielweise kann mariner Abfall aus Kunststoffen, Holz, Metallen, Glas, Gummi, Kleidung oder Papier bestehen*“ (übersetzt aus EUKOM 2011).

Die Nordsee ist mit ihren dicht besiedelten und teils hoch industrialisierten Anrainerstaaten sowie hohem Schiffsaufkommen erheblich von der Verschmutzung durch Abfälle betroffen (UBA 2010). Speziell Kunststoffabfälle belasten das Meer, da sie sehr beständig sind und extrem langsam zersetzt werden. Einmal ins Meer gelangte Kunststoffabfälle sind kaum mehr zu beseitigen, da Mikroorganismen nicht in der Lage sind, die Kunststoffe vollständig zu zersetzen. Daher verbleiben die pulverartigen Kleinstpartikel am Ende in der Meeresumwelt. Weltweit wird eine Zunahme dieses "Microplastics"[129] in den Meereswirbeln, den Sedimenten und an den Stränden beobachtet. Der in der Meeresumwelt allgegenwärtige Abfall stellt eine ständige Bedrohung für die Tierwelt dar, ist ein Hindernis für Fischerei und Schifffahrt, verursacht immense wirtschaftliche Kosten und reduziert den Erholungswert der Küsten (Bertram et al. - Projektmodul 3a/3b).

Bei der Zersetzung geben Kunststoffe giftige und hormonell wirksame Zusatzstoffe wie Weichmacher, Flammschutzmittel und UV-Filter in die Meeresumwelt oder den Organismus ab, der sie aufnimmt. Mikroplastikpartikel binden weiterhin persistente toxische Schadstoffe, die sich im Meer befinden, an ihrer Oberfläche. Das können auch bereits verbotene Substanzen wie das Insektizid Lindan oder das Pestizid DDT sein, die sich nach wie vor in der Meeresumwelt befinden. Diese Eigenschaft kann zu einer Anreicherung von Schadstoffen im Nahrungsnetz führen und möglicherweise auch Relevanz für den menschlichen Verzehr von Fischen und Meeresfrüchten haben.

V.2.1 Ursachen für den Eintrag und Eintragspfade

Beobachtungen aus Flugzeugen in der südlichen Nordsee zeigen einen eindeutigen Zusammenhang zwischen der Mülldichte und den Hauptverkehrsstraßen der Seeschifffahrt (Herr 2009). Der Großteil des Abfalls, der an deutschen Nordseeständen gefunden wird, stammt dementsprechend sehr wahrscheinlich aus der Schifffahrt, mit einem erheblichen Anteil aus der Fischerei (Fleet 2003, in UBA 2010). Weitere Eintragspfade stellen Offshore-Aktivitäten wie Ölbohrplattformen etc. dar (Fleet et al. 2009), sowie Tourismus- und Freizeitaktivitäten an den Küsten und küstennahe Industrien. Der Eintrag über Fließgewässer wird momentan untersucht, erste

[129] Für mehr Informationen über und Definitionen von "Microplastics", siehe Gorycka 2009.

Beobachtungen (bspw. der Jade und Weser) zeigen, dass dieser Eintragsweg nicht vernachlässigt werden darf (Werner, 2012). Für Einträge durch den Wind (also von Land ins Meer gewehte Abfälle) fehlen derzeit noch die Daten. Ein weiterer wichtiger Eintragsvektor sind Kläranlagen, insbesondere für Mikroplastik und Fasern (Liebezeit & Dubaish 2012).

Die Verteilung des Abfalls hängt von Wind, Wellengang, Strömungen und der Abfallart ab. So wird leichtes Plastikmaterial von den Meeresströmungen getragen, statt zu Boden zu sinken (UNEP 2005). Allerding sinken auch leichte Kunststoffe mit der Zeit infolge Biofouling. In der Folge konzentrieren sich die Abfälle in bestimmten Bereichen in der Wassersäule, und an bestimmten Strandabschnitten.

V.2.2 Abfall in der Wassersäule

Etwa 20.000 Tonnen Abfall gelangen jährlich in die Nordsee, davon sinken 70% auf den Meeresboden und 30% verbleiben im Wasser, wovon wiederum die Hälfte an den Stränden angespült wird (OSPAR 1995; UBA 2010). Es wird angenommen, dass der schwimmende Abfall eine durchschnittliche Verweildauer von ca. 2 Jahren im Meer hat[130], demnach befänden sich ständig 12.000 Tonnen schwimmender Abfall in der Nordsee (20 kt x 2 Jahre x 30%)[131].

Der gefundene Abfall setzt sich wie in Abbildung 16 dargestellt zusammen; die Abbildung macht dabei deutlich, dass der größte Anteil mariner Abfälle aus verschiedenen Kunststoffverbindungen besteht.

---

[130] Die Verweildauer von 2 Jahren ist eine auf internen Diskussionen beruhende, hypothetische Annahme, die getroffen wurde, um zu verdeutlichen, dass marine Abfälle eine längere Verweildauer als nur ein einzelnes Jahr haben (siehe Bertram/Kugler/Rehdanz et al. 2012). In OSPAR (1995) heißt es dazu: "There is evidence that litter may circulate for a long time in the marine environment. The persistence of litter items also influences their impact; plastics in particular are highly persistent and so will tend to travel long distances through marine pathways and to accumulate in sinks...The Tidy Britain Group quote evidence suggesting that for items of litter recovered from the shores of western Europe those specimens, for which a life history could be identified, were usually less than 3 years old. However, there have also been instances where plastic bottles have been found which were over 40 years old."

Der letzte Punkt - das Auffinden von Abfall an westeuropäischen Stränden, der (soweit identifizierbar) größtenteils unter 3 Jahre alt sind, hat das Projektteam veranlasst, 2 Jahre als Verweildauer anzunehmen.

[131] Diese Angaben sind mit den folgenden Unsicherheiten belastet: die Datengrundlage ist sehr alt (vor MARPOL Anlage 5) und berücksichtigt nur Abfall der Schifffahrt, der während der Fahrt anfällt. Darüber hinaus werden Freizeitboote, Fischereiboote, Ladungsreste und Müllteile unter 40mm nicht berücksichtigt, und jeweils davon ausgegangen, dass der gesamte Abfall an Bord über Bord geht.

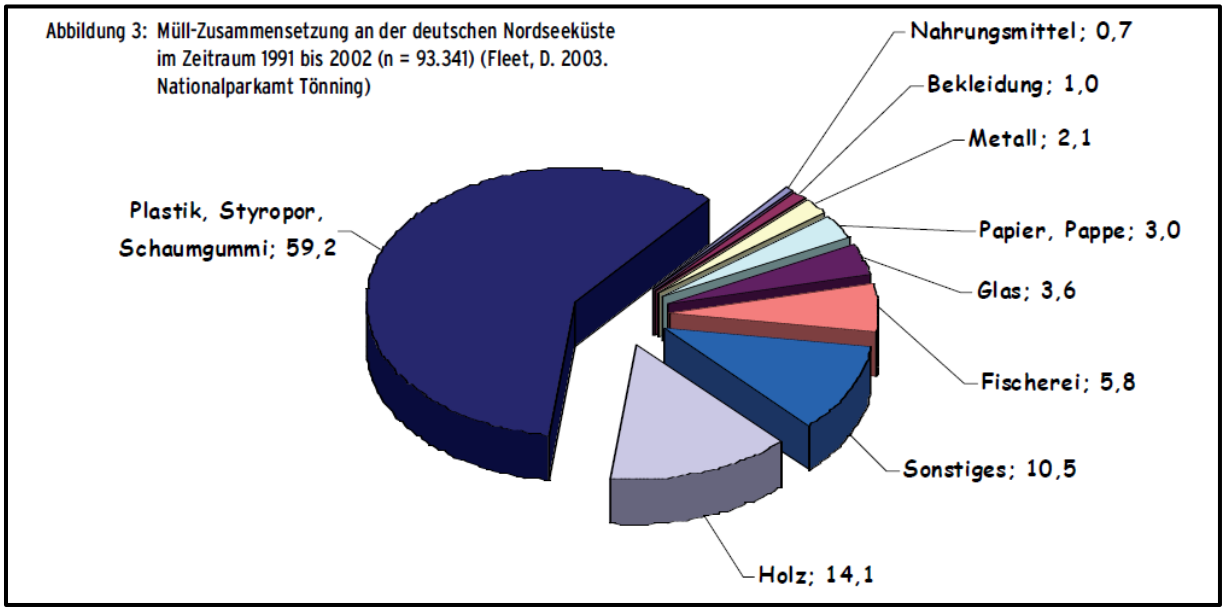


Abbildung 16: Zusammensetzung des Abfalls an der deutschen Nordseeküste im Zeitraum 1991 bis 2002

Quelle: UBA 2010

V.2.3 Abfall am Strand

Fünf Strände im Wattenmeer der südlichen Nordsee wiesen im Zeitraum 2002-2008 pro Zählung im Durchschnitt 236 Müllteile pro 100 m Strand auf (Fleet et al. 2009). Die erfassten Strecken zeigen allerdings eine hohe Variabilität in ihren Abfallaufkommen, so ermittelte Fleet (2003) im Zeitraum 1991 – 2001 im Schnitt 35 Abfallteile pro 100 m Strand an der deutschen Nordseeküste. Auf der Insel Mellum liegt das durchschnittliche Gewicht eines Abfallteils bei ca. 200g (Fleet 2012), das entspräche 7 – 47 kg pro 100 m und Zählung. Die Akkumulation von Abfall am Strand von Texel in den Niederlanden betrug im April und Mai 2005 7 – 9 kg pro km und Tag, bei einem Aufkommen von 909 kg pro km Strand und Zählung (Fleet et al. 2009). Davon abgeleitet und ausgehend von einer jahreszeitlich unabhängigen Gleichverteilung ergibt sich eine Akkumulationsrate von ca. 1% pro Tag. Übertragen auf die deutschen Daten würde die Akkumulation dann 70 – 470 g pro Tag und 100 m Strand betragen bzw. im Mittel 0,1 t Abfall pro 100 m Strand und Jahr.

Derzeit weisen Strände in der OSPAR-Region eine durchschnittliche Anzahl von 712 Müllteilen pro 100 Meter Küstenlinie auf, wobei die Belastung in den vergangenen zehn Jahren konstant hoch geblieben ist (OSPAR 2010).

Die deutsche Küstenlänge der Nordsee misst ca. 1.070 km, daraus ergeben sich abgeschätzt insgesamt 1.058 t/a an angeschwemmtem Abfall an den deutschen Nordseestränden[132]. Wie bereits oben beschrieben, liegen nur sehr wenige, punktuelle

[132] In der vorliegenden Fallstudie werden unterschiedliche Küstenbeschaffenheiten – Sandstrände, Watt, Klippen etc. – und ihre Auswirkungen auf das jeweilige Abfallaufkommen aus Gründen der Datenverfügbarkeit ignoriert.

und zum Teil abgeschätzte Daten zu Eintragsmengen und Art sowie Dauer des Verbleibs von marinem Abfall vor. Während sich mit Hilfe dieser Daten etwa 1.000 t Strandabfall pro Jahr an der Nordseeküste ergeben, geht OSPAR (1995) von 3.000 t Strandabfall pro Jahr an der gesamten Nordseeküste aus. Die hier getroffenen Annahmen sind daher als erste Näherung zu sehen, die mit besserem Kenntnisstand nochmals überprüft werden müssen.

V.2.4 Auswirkungen von Verschmutzung durch Abfall auf die Meeresökologie

An den Stränden, an der Meeresoberfläche und am Meeresboden ist Zivilisationsmüll nicht nur ein ästhetisches Problem. Meeresorganismen nehmen Abfallpartikel mit der Nahrung auf, was zu Verletzungen von Verdauungsorganen, einer teilweise oder auch vollständigen Blockierung des Magen-Darm-Trakts mit dem Ergebnis einer deutlichen Verringerung der Verdauungsenzyme, erheblichem Mehraufwand im Energiehaushalt der Tiere mit Auswirkungen auf die Fortpflanzung bis hin zum Tode der Tiere führen kann..

Studien über den in der Nordsee beheimateten Eissturmvogel, einem kleinen Verwandten des Albatrosses zeigen, dass in 97 Prozent der untersuchten Mägen Plastikmüll gefunden wurde, im Mittel 25,8 Partikel pro Magen mit einem Gewicht von 0,39 Gramm (Guse 2012). Eissturmvögel verwechseln Plastikstücke mit Nahrung und Teile, die größer als 3 cm sind, mit den Sepiaschalen von Tintenfischen, die sie als Kalziumquelle, z. B. für den Knochenbau und die Eischalenausbildung benötigen (UBA 2010).

An der deutschen Nordseeküste betrug der Anteil verstrickter Vögel, die tot in den Spülsäumen gefunden wurden, im Zeitraum 1992 - 2003 0,23 ± 0,11 Prozent (170 verstrickte Vögel von 69.508 untersuchten), mit einer Zunahme von 0,35 ± 0,06 Prozent (60 verstrickte auf 17.566 untersuchte) in den Jahren 2004- 2007 (Camphuysen 2008, in UBA 2010). Beobachtungsreihen an toten und lebend gefundenen verletzten Basstölpeln auf Helgoland zeigten, dass 29 Prozent der gefundenen Tiere sich in Netzresten und anderem Plastikmaterial verheddert bzw. stranguliert hatten (Vauk & Schrey 1987).

Bei der Zersetzung geben Kunststoffe giftige und hormonell wirksame Zusatzstoffe wie Weichmacher, Flammschutzmittel und UV-Filter in die Meeresumwelt oder den Organismus ab, der sie aufnimmt. In den Abfallpartikeln enthaltene chemische Substanzen reichern sich so im Nahrungsnetz an und können so schließlich auch den Menschen erreichen. Arten aus anderen Meeresgebieten können auf treibendem Müll über weite Strecken bis in die Nordsee gelangen (siehe Bertram/Kugler/Rehdanz 2012).

Hinzu kommt, dass sich in den Kunststoffabfällen im Wasser schwer lösliche Schadstoffe anreichern und so den Müll zu einer besonderen Gefahr machen. An Kunststoffabfällen, die im Meer treiben, können sich giftige und krebserregende Chemikalien, wie DDT oder PCB (Polychlorierte Biphenyle), anlagern. In Untersuchungen konnte nachgewiesen werden, dass die Konzentrationen einzelner Giftstoffe an solchen Kunststoffteilchen bis zu einer Million Mal höher waren als im umgebenden Wasser (Deutscher Bundestag 2008). Kunststoffabfälle zersetzen sich zwar nicht, sie werden aber im Wasser durch Wellenbewegung und Sonneneinstrahlung zu winzigen Teichen zermahlen (Deutscher Bundestag 2008).

Diese sogenannten „Mikroplastik-Abfälle“ werden von Fischen und anderen Meeresorganismen leicht aufgenommen und gelangen so in die Nahrungskette. Die Auswirkungen dieser Abfälle sind Gegenstand aktueller Forschung.

In allen 19 untersuchten Faecesproben (Kotuntersuchungen) von Seehunden und Kegelrobben im niedersächsischen Wattenmeer wurde aktuell Mikroplastik gefunden. Neben den hier regelmäßig vorkommenden granulären Partikeln und Fasern traten auch Folienfragmente in großer Zahl auf. Die vorkommenden Plastikmengen sind hochvariabel und schwanken zwischen wenigen Milligramm bis zu einigen Gramm pro Faeces. Robben fressen Heringe, jedoch wurden in juvenilen Heringen aus dem Jadebusen keine Fragmente nachgewiesen. Das lässt vermuten, dass die Robben sich ihr Futter in der küstennahen Nordsee suchen und dass damit die Fische dieser Gebiete deutlich höher belastet sind als die Jungfische im Wattenmeer (pers. Mitteilung G. Liebezeit und Werner 2012).

V.2.5 Auswirkungen von Verschmutzung durch Abfall auf Wirtschaftssektoren

Die Verschmutzung der Meere und Küsten durch Kunststoffabfälle ist nicht nur eine Umweltkatastrophe, sondern auch ein beträchtlicher Kostenfaktor v.a. für den Tourismus, die Fischerei und die Schifffahrt.

An den Badestränden erfolgt die Reinigung regelmäßig während der Sommermonate, zum Teil unter erheblichen Kosten; für diese Kosten müssen die betroffenen Gemeinden selbst aufkommen.

Oftmals bleiben marine Abfälle an Schiffsschrauben hängen, beschädigen diese, gefährden die Navigationssicherheit und fordern damit erhöhte Treibstoffkosten und zusätzliche Zeiten im Trockendock. Ausfallzeiten kosten Geld, welches von den Schiffseignern auf die Kunden, und über womöglich steigende Preise auf die Allgemeinheit umgelegt wird. Fischer klagen zunehmend über steigende Abfallmengen im Fang. Mit großem Aufwand wird der Plastikmüll aus den Netzen entfernt, wodurch oft wieder Netze irreparabel zerstört werden (DEEPWAVE 2011).

V.2.6 Bestehende Abkommen zur Bekämpfung von marinem Abfall

Derzeit ist das Thema Abfall in drei internationalen Abkommen bzw. Richtlinien geregelt:

MARPOL-Abkommen: Schon frühzeitig wurde die Problematik des Abfalls im Meer erkannt und in den 1980er Jahren das internationale „Übereinkommen zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch Schiffe“ (MARPOL 73/78) geschlossen. Der Anhang V des Abkommens verbietet jeglichen Eintrag von Plastikmüll ins Meer, jedoch mit bislang nur geringen Auswirkungen. Er wurde vor kurzem durch die IMO revidiert, jetzt besteht ein generelles Einbringungsverbot für Abfälle in die Meere. Im Sondergebiet Nordsee bestehen eng begrenzte Ausnahmen, vor allem für Lebensmittelreste und bestimmte als ungefährlich eingestufte Ladungsrückstände und Deckwaschwasser. Mülltrennung an Bord, Kontrollen auf See und Entsorgung in Abfallauffanganlagen an Land erhalten damit eine höhere Bedeutung.

Die Richtlinie 2000/59/EG über Hafenauffangeinrichtungen für Schiffsabfälle und Ladungsrückstände ergänzt das MARPOL-Abkommen. Sie soll die Verfügbarkeit und die Inanspruchnahme der Müllentsorgung in den Häfen verbessern und sicherstellen. Dem

Verursacherprinzip entsprechend müssen die Schiffseigner für die Entsorgung des Mülls im Hafen aufkommen. Durch eine mangelnde einheitliche Umsetzung in den EU-Mitgliedsstaaten (z.B.: einheitliche Ausweisung der Abgabestellen) erzielt die Richtlinie aber nicht ihre volle Wirkung.

Im Juli 2008 trat die europäische Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) in Kraft. Deskriptor 10 bezieht sich auf den Eintrag von Abfall ins Meer. Die EU-Mitgliedstaaten sind demnach aufgefordert, Maßnahmen zu ergreifen, damit Abfälle im Jahr 2020 „keine schädlichen Auswirkungen auf die Küsten und Meeresumwelt“ haben.

Im Rahmen der OSPAR-Konvention gibt es noch keine Empfehlungen zu marinen Abfällen. OSPAR hat allerdings 2007 mit Leitlinien zur Entwicklung von Projekten zur ‚Müllfischerei’ („Fishing-for litter“) erste Grundlagen zur Reduzierung von Abfall in den Meeren gelegt (BMU 2010).

V.3 Vorgehen in der Fallstudie „Marine Abfälle“

Im folgenden Abschnitt werden das methodische Vorgehen zur Bestimmung der von einer Reduktion des marinen Abfallaufkommens profitierenden ökonomischen und gesellschaftlichen Bereiche und die damit verbundenen „Nutzenkategorien“, sowie die Auswahl relevanter und nicht-relevanter Wirkungspfade und das betrachtete Maßnahmenbündel beschrieben.

V.3.1 Mengengerüst und Herleitung der Nutzen

Marine Abfälle haben unterschiedliche negative Auswirkungen auf die Meeresumwelt selbst, sowie auf sozio-ökonomische Aktivitäten, die die Meeresumwelt direkt oder indirekt nutzen. Durch die Reduzierung der Belastung mit marinen Abfällen verbessert sich der Zustand der Meeresumwelt, und die damit einhergehenden ökosystemaren Güter und Dienstleistungen ebenfalls. Es ergeben sich Nutzenänderungen in denjenigen sozio-ökonomischen Bereichen, deren Aktivitäten die Ökosystemdienstleistungen des Meeres direkt oder indirekt nutzen.

Die Analyse der Wirkungspfade und –zusammenhänge zwischen der Belastung mit marinem Abfall einerseits und den resultierenden Umweltveränderungen andererseits erfolgte in Bertram/Kugler/Rehdanz et al. (Projektmodul 3a/3b), ebenso wie die Abgrenzung der unterschiedlichen sozio-ökonomischen Bereiche, sowie die Herleitung der in den entsprechenden Bereichen anfallenden Kosten/Nutzen (durch die Belastung der Meeresumwelt mit Abfällen, bzw. einer Reduktion derselben). Die in den identifizierten Bereichen anfallenden Kosten und Nutzen wurden unter Zuhilfenahme des TEV-Analyserahmens[133] kategorisiert, um eine Vergleichbarkeit mit Studien herzustellen, in denen Nutzenänderungen durch Belastungsreduktionen ermittelt wurden (Bertram et al. - Projektmodul 3a/3b).

Ein geringerer Eintrag von Müll führt demnach zunächst zu einer geringeren Ansammlung von Müll an der Meeresoberfläche, in der Wassersäule, am Meeresgrund und an den Stränden. Dies hat folgende Effekte:

- geringeres Tötungs- und Verletzungspotential für Meerestiere und migrierende Vögel;
- weniger Verfangen/Strangulieren von Meerestieren in verlorenen Netzen, Leinen, Verpackungsmaterial etc.;
- geringere Ansammlung von Müll in Meerestieren durch direkte Aufnahme mit oder an Stelle von Nahrung und Kalziumkarbonat bzw. indirekt durch Verzehr von mit Kunststoffen belasteten Meereslebewesen wie Fischen und Meeresfrüchten;
- geringere Schädigung von Habitaten bspw. durch Abschürfung oder Bedecken. Weitere Effekte sind eine geringere Degradation zu Mikroplastik, wobei giftige und hormonwirksame Zusatzstoffe (Chemikalien) freigesetzt werden und in der Folge eine geringere potentielle Anreicherung dieser Stoffe in der

[133] TEV: Total Economic Value (siehe Bertram/Kugler/Rehdanz et al. 2012).

Nahrungskette. Verringerter Eintrag von Abfall kann dadurch potenziell auch positive Auswirkungen auf das Fortpflanzungspotential betroffener Tiere haben. Außerdem kann eine Verringerung der Menge an Treibgut in der Meeresumwelt zu einem geringeren Eintrag von Xenobiota und zu einer potenziell geringeren Veränderung der Artenzusammensetzung und Nahrungsnetze führen. Des Weiteren werden durch verringerte Mengen an marinem Abfall Schäden an Schiffen vermindert, die Sicherheit im Schiffsverkehr erhöht und Beeinträchtigungen der küstennahen Landwirtschaft durch Verwehung von Abfall und Schädigung landwirtschaftlicher Ausrüstung sowie die ästhetische Beeinträchtigung von Stränden vermieden (Bertram et al. - Projektmodul 3a/3b).

Marine Abfälle beeinflussen demnach über ein komplexes Wirkungsgefüge unterschiedliche Bereiche der Meeresumwelt, und dementsprechend verschiedenste Ökosystemdienstleistungen und damit verbundene Aktivitäten (siehe in Annex I angefügte Abbildung). Direkt beeinflusst werden von marinem Abfall die folgenden sozio-ökonomischen Bereiche:

- Fischerei
- Sportangeln
- Aquakultur/Muschelzucht
- Tourismus
- Erholung
- Schifffahrt
- Industrie (an der Küste/offshore)
- Gesundheit
- Landwirtschaft
- Gesellschaft

Diesen Bereichen werden Nutzengewinne in den folgenden Kategorien zugewiesen (vgl. Bertram et al. - Projektmodul 3a/3b):

a) Durch potentiell größere Bestände an Fisch und anderen Meerestieren kann es zu einer positiven Veränderung der direkten, konsumtiven Verbrauchswerte in den Bereichen kommerzielle Fischerei und Sportangeln kommen.

b) Durch weniger Abfälle in Wassersäule und an Stränden verändern sich ebenfalls die direkten, nicht-konsumtiven Gebrauchswerte durch einen höheren Erholungswert und steigenden Tourismus sowie verminderte Schäden an Schiffen (auch im Fischereisektor), Aquakultur- und Hafenanlagen sowie auf Kühlwasser (aus dem Meer) angewiesene Industrieanlagen

c) Durch ein geringeres Vorkommen von Abfällen und Schadstoffen an Stränden und in Meerestieren vermindert sich das Gesundheitsrisiko für den Menschen, was die indirekten Gebrauchswerte positiv beeinflusst. In die gleiche Kategorie gehören verminderte Schäden in der küstennahen Landwirtschaft.

d) Zudem ist eine positive Veränderungen der Nicht-Gebrauchswerte und Optionswerte möglich. Eine geringere Belastung durch marine Abfälle verbessert die Möglichkeit einer zukünftigen Nutzung des Ökosystems Meer durch geringere Veränderung der Artenzusammensetzung und geringere Beeinträchtigung des Fortpflanzungspotentials der Tiere (Optionswert). Nicht-Gebrauchswerte umfassen Existenzwerte, Vererbungswerte und altruistische Werte. Diese ergeben sich zum einen durch das Wissen um die (fortdauernde) Existenz einzelner Arten, aber auch aufgrund der (fortdauernden) Existenz eines nicht oder möglichst wenig gestörten Ökosystems.

Die (potentiell) betroffenen Nutzenkategorien sind in der folgenden Tabelle 43 zusammengefasst:

Tabelle 43: Nutzen einer Reduzierung der Abfälle im Meer und an Stränden

	Gebrauchswerte				Nicht-Gebrauchswerte		
Komponenten des TEV	Direkter Gebrauchswert (konsumtiv)	Direkter Gebrauchswert (nicht konsumtiv)	Indirekter Gebrauchswert	Optionswert	Existenzwert	Altruistischer Wert	Vererbungswert
Sektor	Fischerei Sportangeln	Tourismus Erholung Schifffahrt Fischerei Industrie Aquakultur Häfen	Gesundheit Landwirtschaft	Fischerei Sportangeln Aquakultur Häfen Tourismus Erholung Schifffahrt Industrie Gesundheit Landwirtschaft Gesellschaft	Gesellschaft		

Quelle: Bertram et al. - Projektmodul 3a/3b, angepasst.

Sekundäreffekte[134] (regional) sind zudem in den folgenden Sektoren zu erwarten:

[134] Bei der Betrachtung von Sekundäreffekten sei darauf hingewiesen, dass es sich um eine nicht-erschöpfende, partielle Betrachtung handelt. Das bedeutet, dass einerseits auch weitere Bereiche negativ oder positiv beeinflusst werden können, und dass andererseits zwar negative Effekte auftreten können (z.B. durch Betriebsschließungen und Arbeitsplatzverluste), damit aber nicht unbedingt ein Rückgang des volkswirtschaftlichen Gesamtnutzens einhergeht - es handelt sich bei den in diesem Bericht beschriebenen Sekundäreffekten also um regional-ökonomische oder sektorspezifische Effekte, aber nicht notwendigerweise um gesamtgesellschaftliche Wohlfahrtseffekte (Bertram/Kugler/Rehdanz et al. 2012).

- Werften/Werkstätten: Geringere Schäden an Schiffen haben potentiell negative Auswirkungen auf Werften, da diese weniger Aufträge erhalten.
- Öffentlicher Sektor: Geringere Schäden an Schiffen haben potentiell positive Auswirkungen auf den öffentlichen Sektor, da z.B. geringere Ausgaben für Rettungseinsätze zu erwarten sind.
- Regionale Wirtschaftsunternehmen: Erhöhte Tourismus- und Freizeitaktivitäten haben potentiell positive Effekte auf lokale und regionale Zulieferer-Unternehmen (Nahrungsmittel, Hotelausstattung, Sportgeräte) sowie im Bereich des Baugewerbes oder des Transportes.

Negative Nutzenänderungen können durch die Pflicht zur Umsetzung von Maßnahmen in den folgenden, die Belastung mit-verursachenden Sektoren auftreten (in Anlehnung an Marggraf et al. 2011):

- Meerestechnik (Offshore-Windenergie, Offshore-Förderung von Öl und Gas, marine Rohstoffgewinnung, Unterwasserkabel und -leitungen);
- Schifffahrt;
- Fischerei.

V.3.2 Auswahl relevanter Wirkungspfade

Im vorherigen Abschnitt ist auf Grundlage des Zwischenberichtes der Projektmodule 3a und 3b (Bertram et al. - Projektmodul 3a/3b) dargestellt worden, welche TEV-Nutzenkategorien in welchen sozio-ökonomischen Bereichen durch eine Reduzierung der Belastung durch marine Abfälle positiv oder negativ beeinflusst werden. Die Zusammenhänge zwischen Reduzierung und Nutzenkategorien sind dabei teilweise sehr komplex, oder führen nur zu sehr geringfügigen Veränderungen der Nutzen. Auf Grund dessen werden an dieser Stelle einige als nicht relevant identifizierte „Wirkungspfade“ von der weiteren Analyse ausgeschlossen[135].

Die Wirkungspfade (relevant und nicht relevant) von marinem Abfall sind:

1) Eintrag von marinem Abfall → schwimmender Abfall in der Wassersäule → Nutzenveränderungen für:

a. Fischerei, Sportangeln;
b. Aquakulturen/Muschelzucht;
c. Schifffahrt;
d. Häfen;
e. auf Meereswasser angewiesene Industrieanlagen und Kraftwerke;
f. die menschliche Gesundheit,

[135] Die Auswahl relevanter und nicht-relevanter Wirkungspfade erfolgte dabei in enger Abstimmung mit Auftraggeber und Forschungsbegleitkreis des vorliegenden Forschungsprojektes, und orientierte sich insbesondere am Kriterium „Bedeutung in den deutschen Meeresgewässern“ (siehe Bertram/Kugler/Rehdanz et al. 2012).

g. Tourismus und Erholung.

2) Eintrag von marinem Abfall → angespülter Abfall →Nutzenveränderungen für:

h. Tourismus und Erholung;

i. Landwirtschaft.

3) Eintrag von marinem Abfall → Abfall am Meeresgrund/schwimmender Abfall/angespülter Abfall → Veränderung der Artenzusammensetzung → Nutzenveränderung für:

j. die Gesellschaft.

4) Eintrag von marinem Abfall → Degradation zu Mikroplastik-Abfall → Aufnahme in die Nahrungskette → Nutzenveränderung für:

k. die menschliche Gesundheit,

l. Tourismus und Erholung.

Von diesen Wirkungspfaden werden die Einflüsse von schwimmendem und angespültem marinen Abfall auf die Bereiche Fischerei, Sportangeln, Aquakultur, Schifffahrt, Häfen, Tourismus und Erholung, Landwirtschaft und die Gesellschaft (Wirkungspfade 1a-1d; 1g; 2a und 2b; 3 und 4b) als relevant erachtet.

Die die menschliche Gesundheit betreffenden Wirkungspfade (1f und 4a) werden zwar als relevant erachtet, aufgrund der engen thematischen Überschneidung im vorliegenden Projekt jedoch unter den Belastungen „Kontamination durch gefährliche Stoffe“ bzw. „Systematische oder absichtliche Freisetzung von Stoffen“ betrachtet.

Der bedeutendste Wirkungspfad für Beeinträchtigungen von Tourismus und Naherholung durch marine Abfälle ist das Anspülen an Stränden und Küsten. In der folgenden Nutzenbetrachtung (Kapitel 4) werden deshalb nur Nutzenveränderungen durch verringertes Anspülen betrachtet. Der Bereich „Tourismus und Naherholung“ ist aufgrund der kausalen Zusammenhänge zwischen schwimmendem und angespültem Abfall der Vollständigkeit halber auch unter den Wirkungspfaden 1 und 4 aufgeführt.

Aufgrund der fehlenden Bedeutung in deutschen Meeresgewässern wurde der Einfluss von marinem Abfall auf Industrieanlagen und Kraftwerke in Meeresnähe (Wirkungspfad 1e) als nicht relevant eingestuft, und wird im folgenden Kapitel 4 nicht quantifiziert. Weiterhin werden Sekundäreffekte und negative Nutzenänderungen nicht weiter betrachtet[136].

V.3.3 Auswahl und Beschreibung von Modellen und Methoden zur Herleitung von Nutzen

Um im folgenden Kapitel 4 zur quantitativen Bewertung von Nutzenveränderungen durch eine Reduktion von marinen Abfällen zu kommen, müssen die oben aufgeführten,

[136] Negative Nutzenänderungen müssen im Zuge einer Kosten-Nutzen Analyse auf der Kostenseite veranschlagt werden, und stehen deshalb ausdrücklich nicht im Fokus des vorliegenden Forschungsprojektes (siehe Interwies/Görlitz et al. 2011).

als relevant erachteten Wirkungspfade mit konkreten Daten hinterlegt werden. Die benötigten Informationen sind:

- Quantitative Aussagen zum Aufkommen von marinem Abfall in der Wassersäule, am Meeresboden sowie an Stränden (Kapitel 2).
- Die Reduktion, die durch eine Maßnahme/ein Maßnahmenbündel erreicht wird (siehe Abschnitt 3.4).
- Quantifizierte (oder alternativ qualitativ beschriebene) Nutzen einer Reduktion pro Einheit Belastung (siehe unten und Kapitel 4).

Letztere lassen sich dabei in vier Kategorien unterteilen (siehe Bertram et al. - Projektmodul 3a/3b):

- Kategorie 1: Werte basierend auf Marktpreisen bzw. Schadenskosten und/oder Zahlungsbereitschaftsstudien zu marinen Abfällen für die deutsche Nordsee;
- Kategorie 2: Werte basierend auf Studien für andere Gebiete, die über die Durchführung eines „benefit transfer“ auf die Nordsee übertragen werden;
- Kategorie 3: Werte, die über Vermeidungs- oder Wiederherstellungskosten generiert werden, oder
- Kategorie 4: keine quantitativen Werte vorliegend, sondern qualitative Beschreibungen der Auswirkungen von Reduktionen von marinen Abfällen.

Die Belastungssituation durch marine Abfälle ist im Nordseeraum besser untersucht als in der Ostsee (Abfälle in der Meeresumwelt stellen aber auch in der Ostsee ein Problem dar), vor allem im Rahmen des OSPAR-Übereinkommens (wobei anzumerken ist, dass auch in der Nordsee in Informationen sehr lückenhaft sind; siehe Kapitel 2). Von daher beziehen sich die meisten Studien zum Thema auf den (nicht-deutschen) Nordsee- oder Nordatlantikraum. Auf Grund dessen werden für die Quantifizierung der Nutzenänderung durch eine Reduktion von marinem Abfall zumeist Werte aus Studien der oben angeführten Kategorie 2 verwendet, also Daten, die an die Verhältnisse der deutschen Nordsee und –küste angepasst werden müssen[137] (siehe Kapitel 4[138]).

Um einen Zusammenhang zwischen den Ausgangsdaten („Studien“) und den Nutzen von quantifizierten Belastungsreduktionen („X Tonnen vermiedenen Abfalls“) herzustellen, müssten die komplexen Wechselbeziehungen zwischen Ausgangszustand, Belastungsreduktion durch Maßnahmen, und den Auswirkungen auf die verschiedenen sozio-ökonomischen Bereiche und Nutzenkategorien, exakt dargestellt bzw. modelliert werden. Da dies im vorliegenden Projekt nicht vorgesehen ist, wurden vereinfachte Annahmen getroffen, und pro Belastung ein individuelles Vorgehen entwickelt, um zu den Nutzenänderungen pro Belastungsreduktion zu kommen (siehe Kapitel 4, sowie Bertram et al. - Projektmodul 3a/3b).

---

[137] Zum Beispiel durch die Anpassung des Einkommens- und Preisniveaus, und der evtl. Umrechnung auf $Euro_{2010}$.

[138] Die jeweilige Kategorie der Daten ist in Kapitel 4 und der Ergebnistabelle vermerkt.

Da darüber hinaus für das Thema marine Abfälle bislang keine Wirkungsbeziehungen ermittelt werden können, wird davon ausgegangen, dass der Zusammenhang zwischen Belastungsreduktion und Nutzenänderung linear ist, d. h. dass eine Verminderung um zwei Tonnen Abfall einen doppelt so hohen Nutzen generiert wie eine Verminderung um eine Tonne.

Auf diese sowie eine Reihe weiterer Unsicherheiten, z. B. die Wirksamkeit von nationalen Maßnahmen in einem international beeinflussten Meeresgebiet betreffend, wird in der Schlussfolgerung gesondert eingegangen.

V.3.4 Auswahl und Beschreibung des Maßnahmenbündels

Mögliche Maßnahmen zur Reduktion von Abfall

Im Zuge einer Literaturrecherche (UBA 2010; NABU 2010, OSPAR 2010, Reinhard 2012, UNEP 2009) wurden verschiedene mögliche Maßnahmen bzw. Maßnahmenkombinationen zur Reduzierung von marinen Abfällen identifiziert, die sich wie folgt klassifizieren lassen:

Präventionsmaßnahmen

- Verbot von Mikroplastik in Kosmetika und Reinigungsprodukten.
- Verbot/Einschränkung der Ausgabe von Plastiktaschen im Handel.
- Erhöhtes Recycling von Flaschen und Dosen, die auf Schiffen und in Häfen anfallen. Pfandsysteme können hier eine zentrale Rolle spielen.
- Verbot von Plastik in Wattestäbchen.
- Mülltrennung auf Schiffen und an Stränden.
- Rauchverbot an Stränden.
- Verbot von Massenstarts von Luftballons.
- Förderung von Verwendung von biologisch abbaubaren Netzen in der Fischerei, Ausstattung von Fischernetzen mit Peilsendern.
- Verbot von Müllverbrennung auf offener See. Durch den Wind werden während des Verbrennungsprozess Asche und nur teilweise verbrannte Abfallstücke auf das offene Meer geblasen.
- Förderung von Müllzerkleinerung auf Schiffen (durch pressen, nicht durch Schreddern), um größere Abfallmengen in den Abfalllagerräumen der Schiffe unterzubringen und das Risiko des „Überbordwerfens“ auf Grund mangelnder Lagerkapazität zu reduzieren. Ein Schreddern macht den Müll nicht mehr identifizierbar und somit ein Recycling im Hafen unmöglich.
- Training und Ausbildung des Schiffspersonals zur Schaffung von Bewusstsein für die korrekte Entsorgung von Abfällen.
- Aufklärungsmaßnahmen und Hinweistafeln an Stränden.
- Überarbeitung der STCW-Konvention (IMO).

- Einheitliches Hafenmeldesystem mit gemeinsamer Datenbank im Verbund mit Nachverfolgung der Routen auf See.
- Vereinheitlichte Umsetzung der EG-Richtlinie 2000/59/EG. In den verschiedenen Ländern wird die RL unterschiedlich ausgelegt (siehe oben). Dies gilt vor allem in Bezug auf die Entsorgungsgebühren als Anreizsystem zur Abgabe des Abfalls in den Häfen ("no-fee-system").
- Implementierung des revidierten Annex V (MARPOL) einhergehend mit Verstärkung von Kontrollen auf See.

Nachsorgende Maßnahmen

- Verpflichtende Strandreinigung einmal jährlich. Diese kann in Ausnahmefällen mit Maschinen und durch Personen erfolgen, und wird durch die jeweilige Kommune organisiert.
- Sammeln von verlorenen und verlassenen Fischereinetzen.
- “Fishing for litter”: Während Fischer über verunreinigte Fänge sowie kaputte Netze klagen, müssen Kommunen Millionen Euro für die Reinigung von Stränden und Küsten ausgeben. Die von den Fischern in „fishing for litter-Programmen“ „gefischten“ Abfälle werden an Bord gesammelt und im Hafen über kostenlose Sammelcontainer durch die kommunalen Abfallentsorger verwertet bzw. entsorgt. Wie ein erstes Pilotprojekt[139] gezeigt hat, lassen sich durch einen solchen Zusammenschluss von Fischern, Abfallentsorgern und Kommunen die Abfallmengen im Meer deutlich reduzieren.
- Strafen für das Zurücklassen von Netzen mit Hilfe von ID-Markern in Netzen.
- Strafen für das Zurücklassen von Abfällen an Stränden.
- Höhere Strafen für das Ablassen von Abfall auf See.

Maßnahmenauswahl zur Reduktion von marinen Abfällen

Wie schon eingehend erwähnt, haben die Mitgliedstaaten der EU nach der MSRL Strategien zu entwickeln, um die MSRL-Ziele für den „guten Umweltzustand“ aller Meeresgewässer bis 2020 zu erreichen oder zu bewahren. Der zu erreichende gute Umweltzustand muss auf der Grundlage der elf in Annex I der MSRL festgelegten qualitativen Deskriptoren der Meeresumwelt auf Ebene der Meeresregionen oder -unterregionen bestimmt werden. Da es für den Deskriptor 10 „Marine Abfälle“ derzeit noch keine Qualitätsnorm gibt – diese sind bis Juli 2012 festzulegen – und auch über die Effektivität der oben genannten Maßnahmen wenig bekannt ist, kann die folgende Maßnahmenauswahl nur als vorläufig betrachtet werden.

Dieser vorläufigen Maßnahmenauswahl liegen folgende Überlegungen zugrunde:

---

[139] Siehe http://www.deepwave-blog.de/2011/05/05/pilotprojekt-fishing-for-litter-fischer-befreien-ostsee-muell-11104840/

Die Maßnahmen setzen erstens dort an wo vermutlich der meiste Abfall anfällt (Schifffahrt); zweitens, wo die größte Bedrohung für die marine Tierwelt besteht (Plastikabfälle und Netze); und drittens dort, wo die Abfallproblematik am deutlichsten für die Öffentlichkeit sichtbar wird (Strände).

Es wurden vor allem Maßnahmen ausgewählt, die sich rasch umsetzen lassen. Somit wurde „technischen" und „aufklärenden" Maßnahmen der Vorzug vor z. B. legislativen Maßnahmen gegeben[140].

Basierend auf diesen Überlegungen ergibt sich folgendes Maßnahmenbündel zur Reduzierung mariner Abfälle in der Nordsee:

- Aufklärungsmaßnahmen an Stränden und bei den Schiffsbesatzungen und Passagieren.
- Nutzung des anstehenden Revisionsprozess der EG-Richtlinie 2000/59/EG für Hafenauffanganlagen zur Einführung einheitlicher, unkomplizierter und kostenfreier Abnahme des Abfalls (Stichwort „No-fee-system": Gebühren für Abfallannahme sind in generellen Hafengebühren enthalten).
- Strandreinigung.
- Rauchverbot an Stränden.
- Mülltrennung auf Schiffen und an Stränden.
- „Fishing for Litter"-Programme.
- Förderung von biologisch abbaubaren Netzen.
- Strafen für das Zurücklassen von Abfällen an Stränden.
- Höhere Strafen für das Ablassen von Abfall auf See und das Zurücklassen von Netzen.
- Einheitliches Hafenmeldesystem mit gemeinsamer Datenbank im Verbund mit Nachverfolgung der Routen auf See.

Im Zuge der Fallstudie wird angenommen, dass die hier ausgewählten Maßnahmen eine Eintragsreduktion auf offener See von 20 % (etwa -4.000 t/Jahr) bewirken[141]. Die sich in

---

[140] Die Umsetzung von Verboten (z. B. von Plastiktüten) oder Maßnahmen, die internationaler Verhandlungen bedürfen (z. B. vereinheitlichte Umsetzung der EG-Richtlinie 2000/59/EG), wurden als langfristig umsetzbar eingestuft. Da die Wirkung solcher langfristiger Maßnahmen aber oftmals höher eingestuft werden kann als die Wirkung technischer und aufklärender Maßnahmen, soll an dieser Stelle darauf hingewiesen werden, dass mit Bemühungen um die Umsetzung langfristiger Maßnahmen ebenfalls in naher Zukunft begonnen werden sollte.

[141] Es gilt zu beachten, dass der hier angegebene Wert ein fiktiver Wert ist, der ausschließlich der Demonstration der Methodik dient. Dieser Wert beruht auf keiner wissenschaftlichen oder Expertengrundlage und ist daher nicht zu zitieren. Tatsächliche Reduktionspotentiale von Maßnahmen sind im Rahmen der Umsetzung der MSRL erst zu ermitteln.

der Wassersäule befindliche Menge Abfall verringert sich entsprechend (20% x 12.000 t = -2.400 t), genau wie die an Stränden angespülte Menge (20% x 1.058 t = -212 t/Jahr).

Mit gezielten Aufklärungs- und Verbotsmaßnahmen sowie Strandreinigungsmaßnahmen lässt sich die Menge Strandabfall aber darüber hinaus deutlich reduzieren. Der Grad der Reduktion und somit der Nutzen hängt von verschiedenen Faktoren ab, u. a.:

- Art des Strandes (Fels, Watt/Schlick oder Sand);
- touristische Bedeutung des Strandes (so wird an touristisch wichtigen Stränden ein höherer Aufwand betrieben);
- mechanische Reinigung (in Ausnahmefällen) oder Reinigung per Hand.

Auf Grund dieser Faktoren kann von einem stark schwankenden Reinigungsgrad zwischen 0 und 90% ausgegangen werden. Pauschal wird hier von einer zusätzlichen Reduktion der Strandabfälle an der gesamten Nordseeküste um weitere 20% ausgegangen (-212 t/Jahr)[142].

[142] Siehe vorherige Fußnote.

V.4 Herleitung der Nutzen des Maßnahmenbündels

In den folgenden Abschnitten werden für die Nutzenänderungen durch die Reduktion der Belastung mit marinen Abfällen für die einzelnen Nutzenkategorien quantitative Werte hergeleitet, und in einer Ergebnistabelle zusammengefasst. Hierbei wurde mit dem vorhandenen Datenmaterial gearbeitet, um die Grenzen eines solchen Vorgehens aufzudecken, sowie Forschungsbedarf und Datenlücken zu identifizieren. Die Ergebnisse werden in Kapitel 5 kritisch diskutiert[143].

V.4.1 Direkte, konsumtive Gebrauchswerte

Sportangeln

Eine Verringerung des Aufkommens von marinen Abfällen kann durch die Reduzierung von „ghost fishing"-Ereignissen (das Verfangen von Meerestieren in verlorenen Netzen oder Leinen), sowie durch weniger Akkumulation von giftigen Stoffen in der Nahrungskette positive Auswirkungen auf Fisch- und Muschelbestände haben (Bertram et al. - Projektmodul 3a/3b), und somit auch auf die Fischbestände, die durch Sportangler genutzt werden können.

Neben einer qualitativen Beschreibung der Effekte, die eine Reduktion von marinen Abfällen auf den Bereich „Sportangeln" ausübt, kann im Hinblick auf die Quantifizierung der Effekte mit einer Studie von Toivonen et al. (2004) gearbeitet werden (Daten der Kategorie 2: siehe Abschnitt 3.3). In der Studie wurde die Zahlungsbereitschaft (ZB) von Sportanglern für die Erhaltung von Fischbeständen in Dänemark, Finnland, Island, Norwegen und Schweden ermittelt (74 – 182 EUR_{2010}/Sportangler/Jahr).

Eine Quantifizierung der Zusammenhänge zwischen der Höhe einer Reduktion von marinen Abfällen auf der einen, und größeren Fischbeständen auf der anderen Seite, ist jedoch bei der momentanen Datenverfügbarkeit nicht möglich. Unter der hypothetischen Annahme, dass der jährlich eingetragene Gesamtabfall (20 kt/siehe Kapitel 2) den „Nutzen" der Fischbestände für Sportangler um 1% einschränkt, ergibt sich eine Zahlungsbereitschaft im Bereich „Sportangeln" in Höhe von 0,00004 – 0,0001 EUR_{2010}/Sportangler/Jahr für jede vermiedene Tonne marinen Abfalls (74 – 182 EUR_{2010} : 20.000t Abfall * 1%).

Über die Anzahl an Anglern, die in der Nordsee fischen, sind allerdings keine Daten vorhanden. Der „Verband deutscher Sportfischer" nennt für Deutschland eine Zahl von 1,6 Mio. Anglern, aggregiert für Binnen- und Meeresgewässer (VDSF 2003). Unter der Projekt-intern getroffenen, hypothetischen Annahme, dass der Anteil der Bevölkerung der küstennahen Landkreise und kreisfreien Städte in Niedersachsen und Schleswig-

[143] An dieser Stelle sei noch einmal darauf hingewiesen, dass die hier angegebenen Reduktionen durch das Maßnahmenbündel fiktiv sind, und ausschließlich der Demonstration der Methodik dienen. Diese Werte beruhen auf keiner wissenschaftlichen oder Expertengrundlage und sind daher nicht zu zitieren. Tatsächliche Reduktionspotentiale von Maßnahmen sind im Rahmen der Umsetzung der MSRL erst zu ermitteln.

Holstein[144], sowie der Stadtstaaten Bremen und Hamburg (6,65 Mio.) an der Gesamtbevölkerung Deutschlands (81,8 Mio.) in Höhe von 8% den Anteil der „Meeresangler“ an der Gesamtzahl der Sportfischer widerspiegelt, ergibt sich für die Zahl an Nordsee- Meeresanglern in Deutschland näherungsweise ein Wert von 128.000 (1,6 Mio. : 12,5), und somit eine Gesamtzahlungsbereitschaft der Sportangler in Deutschland in Höhe von 5,1 – 12,8 EUR_{2010}/Jahr und Tonne vermiedenen Abfalls.

Das in Abschnitt 3.4 beschriebene Maßnahmenbündel zur Reduzierung des Gesamtaufkommens an marinen Abfällen um 20% (4.000 t) generiert also eine Gesamtzahlungsbereitschaft der deutschen Nordseeangler für gesündere Fischbestände in Höhe von 20.400 – 51.200 EUR_{2010}/Jahr.

Fischerei

Eine Reduzierung des Aufkommens mariner Abfälle hat eine Verringerung des durch Kontamination mit Abfällen unbrauchbar gemachten Anteils der angelandeten Fischmengen zur Folge (Mouat et al. 2010) und kann durch die Reduzierung von „ghost fishing“-Ereignissen und weniger Akkumulation von giftigen Stoffen in der Nahrungskette positive Auswirkungen auf Fischbestände haben (Bertram et al. - Projektmodul 3a/3b).

Die einzige Studie, die diesen Aspekt mariner Abfälle beleuchtet und sich um quantitative Angaben bemüht, ist Mouat et al. (2010). Darin werden schottische Fischer nach ihren Verlusten durch marine Abfälle befragt, die jährlich signifikant sind und aggregiert im Bereich von 18.000 EUR_{2010}/Boot/Jahr liegen.

Die Daten über den Verlust an Fangmengen liegen jedoch nicht gesondert vor, und lassen sich auch nicht aus den Daten extrahieren. Dementsprechend werden die direkten konsumtiven Gebrauchswerte, die in der Fischerei durch eine Reduzierung mariner Abfälle entstehen, mit den direkten nicht-konsumtiven Gebrauchswerten im Abschnitt "Schifffahrt" gemeinsam quantifiziert.

V.4.2 Direkte, nicht-konsumtive Gebrauchswerte

Tourismus und Erholung

Eine Reduzierung des Aufkommens von marinen Abfällen hat eine Verringerung des an Stränden angeschwemmten Abfalls zur Folge, und durch weniger ästhetische Beeinträchtigungen positive Auswirkungen auf Tourismus und Naherholung (Bertram et al. - Projektmodul 3a/3b).

Im Hinblick auf die Quantifizierung dieser Effekte wird eine Studie von Smith (1997) herangezogen, in der die Zahlungsbereitschaft von Strandbesuchern zur Nutzung von sauberen Stränden abgefragt wurde[145]. Die Studie stammt aus Nordamerika, musste also

[144] Niedersachsen: die Landkreise Wittmund, Aurich, Leer, Friesland, Wesermarsch, Ammerland, Cuxhaven und Stade, sowie die kreisfreien Städte Wilhelmshaven, Emden und Oldenburg; Schleswig-Holstein: gesamtes Bundesland. Quellen: Statistisches Bundesamt (destatis.de) und Nds. Landesbetrieb für Statistik und Kommunikation (http://www1.nls.niedersachsen.de/statistik/)

[145] Es ist dabei nicht zwischen „Erholung“ und „Tourismus“ unterschieden worden.

entsprechend den deutschen Verhältnissen angepasst werden (Daten der Kategorie 2; siehe Abschnitt 3.3). Die ermittelte ZB beträgt 37 – 125 EUR_{2010}/Besucher/Jahr für die Nutzung eines vollständig sauberen Strandes. Die gleiche Vorgehensweise wird auch bei Ballance et al. (2000) und Zhang (1995) angewendet, mit leicht variierenden Ergebnissen (siehe Bertram et al. - Projektmodul 3a/3b).

Wie in Kapitel 2 beschrieben, wird jährlich eine geschätzte Menge von 1.058 t mariner Abfälle an der deutschen Nordseeküste angespült[146], die komplett vermieden werden müsste, um vollständig saubere Strände zu erhalten. Wird die von Smith (1997) ermittelte Zahlungsbereitschaft für die Nutzung eines sauberen Strandes darauf übertragen, beträgt die ZB für die Nutzung von sauberen Stränden an der deutschen Nordseeküste pro Tonne vermiedenen Strandabfalls 0,034 – 0,12 EUR_{2010}/Besucher/Jahr (37 – 125 EUR_{2010}/Besucher/Jahr : 1.058 t).

An der niedersächsischen und schleswig-holsteinischen Küste wurden 2006 insgesamt 39,6 Mio. private Tagesausflüge gezählt (Brandt/Wollesen 2009). Informationen über Mehrfachbesuche fehlen jedoch; an dieser Stelle wird davon ausgegangen, dass jeder Tagesbesucher durchschnittlich dreimal pro Jahr an die Nordsee fährt, also 13,2 Mio. individuelle Besucher die Nordseeküste als Naherholungsziel nutzen. In Marggraf et al. (2011) wird weiterhin die Zahl von 41,2 Mio. jährlichen Übernachtungen „im Nordseeraum“ veranschlagt. Die durchschnittliche Verweildauer pro Besucher wird hier mit 4 Tagen angesetzt[147], womit 41,2 Mio. Übernachtungen etwa 10,3 Mio. individuelle Besuche/Jahr repräsentieren. Zusammengenommen ergibt sich also eine näherungsweise Abschätzung der jährlichen Anzahl an Touristen und Tagesurlaubern im deutschen Nordseeraum in Höhe von 23,5 Mio. individuellen Besuchern. Somit ergäbe sich eine Gesamtzahlungsbereitschaft aller Besucher der deutschen Nordseeküste für die Nutzung sauberer Strände (bzw. für eine Reduktion der marinen Abfälle in Höhe der jährlichen Strandverschmutzung) in Höhe von 799.000 – 2.820.000 EUR_{2010}/Jahr – pro Tonne Abfall (Strandabfall).

Das oben beschriebene Maßnahmenbündel zur Reduzierung des Aufkommens von Strandabfällen um 40% (424 t) an der deutschen Nordseeküste generiert demnach eine Gesamtzahlungsbereitschaft unter den Besuchern der deutschen Nordseeküste in Höhe von 338.776.000 – 1.195.680.000 EUR_{2010}/Jahr.

Zum Vergleich können die realen Kosten für die Säuberung von Stränden herangezogen werden (Wiederherstellungskosten: Kategorie 3 in Abschnitt 3.3): Von der „Schutzgemeinschaft deutsche Nordseeküste“ wurden im Jahr 1998 Reinigungskosten in Höhe von 75 EUR_{2010}/t eingesammelten Abfalls ermittelt.

---

[146] Siehe Bertram/Kugler/Rehdanz et al. (2012) sowie Kapitel 2.2 und 2.3, besonders im Hinblick auf Unsicherheiten.

[147] Angelehnt an die durchschnittliche Verweildauer von Besuchern in den Jahren 2009-2011 im Gebiet des ehemaligen niedersächsischen Regierungsbezirks Weser-Ems (http://www1.nls.niedersachsen.de/statistik/html/mustertabelle.asp?DT=K7360001&LN=DBP&DA=1).

Schifffahrt und Fischerei

Eine Reduzierung des Aufkommens von marinen Abfällen hat eine Verringerung der sich in der Wassersäule befindlichen Abfallmenge zur Folge. Solche schwimmenden Abfälle beschädigen Boote und Schiffe, sowie Fischernetze und andere Ausrüstung und gefährden die Navigationssicherheit. Eine Verringerung der Abfallmenge hat somit positive Auswirkungen auf die direkten, nicht-konsumtiven Gebrauchswerte in den Sektoren Schifffahrt und Fischerei.

Zwei Studien – Hall et al. (2000) und Mouat et al. (2010) – analysieren die direkten Schäden, die durch schwimmende Abfälle in den marinen Wirtschaftssektoren Fischerei, Schifffahrt, Häfen und Industrie in Großbritannien und der Nordsee verursacht werden (Daten der Kategorie 1 und 2; siehe Abschnitt 3.3).

Die ermittelten Schadenskosten an Fischerbooten und –ausrüstung in der Nordsee (wie Netzen) betragen bei Hall et al. 11.600 – 57.990 EUR_{2010}/Schiff/Jahr, bei Mouat et al. etwa 18.000 EUR_{2010}/Schiff/Jahr[148], wobei in letzterer Zahl auch die Kosten für kontaminierte bzw. unbrauchbare Fänge enthalten sind.

Größere Schiffe werden von solchen Schäden weniger betroffen sein, allerdings können diese durch treibende Abfälle manövrierunfähig werden und benötigen dann Hilfe von der Seenotrettung. Die o. g. Studien stellen dazu Daten aus Großbritannien bereit, nach denen jährlich zwischen 200 (Hall et al.) und ca. 300 (Mouat et al.) Einsätze der Seenotrettung wegen der Beschädigung von Schiffsschrauben durch marine Abfälle notwendig sind, mit Gesamtkosten in Höhe von etwa 1,1 Mio. $Euro_{2010}$/Jahr.

Wie in Kapitel 2 beschrieben, werden jährlich etwa 20.000 t mariner Abfälle in die Nordsee eingetragen[149]. Wird - beruhend auf den beiden o. g. Studien - für die Schäden an Fischerbooten und –ausrüstung ein unterer Wert von 20.000 EUR_{2010}/Schiff/Jahr angenommen[150], so betragen die vermiedenen Schadenskosten pro Tonne Gesamtabfall 1 EUR_{2010}/Schiff/Jahr. Wie oben erwähnt, enthalten diese Angaben auch die Kosten, die durch kontaminierte Fänge entstehen; da sich diese nicht aus den angegebenen Daten herauslesen lassen, werden sie an dieser Stelle integriert.

Die deutsche Fischereiflotte wies 2011 eine Anzahl von insgesamt 1.674 Fahrzeugen auf, von denen ca. 300 an der Nordsee stationiert sind[151]; die vermiedenen Schadenskosten pro Tonne Abfall betragen dementsprechend 300 EUR_{2010}/Jahr.

---

[148] Die Zahl von Mouat et al. (2010) enthält die direkten Schadenskosten, sowie die Kosten für die Reinigung der Netze, dargestellt als verlorene Arbeitszeit.

[149] Siehe Bertram/Kugler/Rehdanz et al. (2012) sowie Kapitel 2.2 und 2.3, besonders im Hinblick auf Unsicherheiten.

[150] Da die in Mouat et al. (2010) beobachteten Fischerboote ca. 1 Vorfall/Jahr vermeldeten, wird hier davon ausgegangen, dass deutschen Fischerbooten jährlich die gleichen Kosten durch Schäden, Netzreinigung und verunreinigte Fänge entstehen.

[151] Es existieren keine direkten Daten zu der Fischereiflotte in Nord- oder Ostsee; die o.g. Zahl von 300 deutschen Fischereifahrzeugen in der Nordsee setzt sich aus den in Niedersachsen, Bremen und Hamburg

Wird weiterhin in Ermangelung von Daten aus Deutschland angenommen, dass die 200-300 britischen Seenotrettungseinsätze/Jahr in etwa der Situation in Deutschland entsprechen (durchschnittlich also 250 Einsätze/Jahr zur Rettung von Booten und Schiffen, deren Schrauben durch Abfälle beschädigt wurden, mit Gesamtkosten in Höhe von 1,1 Mio. Euro/$_{2010}$), entstehen weitere Nutzen durch eine Vermeidung von deren Kosten in Höhe von 55 EUR$_{2010}$/Jahr/t vermiedenem Gesamtabfall.

Aggregiert ergibt sich demnach durch die Reduzierung einer Tonne marinen Abfalls eine Gesamtsumme der vermiedenen Schadenskosten in Fischerei und Schifffahrt in Höhe von 355 EUR$_{2010}$/Jahr.

Das in Abschnitt 3.4 beschriebene Maßnahmenbündel zur Reduzierung des Gesamtaufkommens an marinen Abfällen um 20% (4.000 t) schafft durch die Vermeidung von Schäden und Reinigungskosten also einen ökonomischen Nutzen im Bereich Schifffahrt und Fischerei in Höhe von 1.420.000 EUR$_{2010}$/Jahr.

Aquakultur

Eine Reduzierung des Aufkommens von marinen Abfällen hat eine Verringerung der sich in der Wassersäule befindlichen Abfallmenge zur Folge. Solche schwimmenden Abfälle können auch Aquakulturanlagen und in Aquakulturbetrieben eingesetzte Wasserfahrzeuge beschädigen.

Zwei Studien – Hall et al. (2000) und Mouat et al. (2010) – analysieren die direkten Schäden, die durch schwimmende Abfälle in den marinen Wirtschaftssektoren Fischerei, Schifffahrt, Häfen und Industrie in Großbritannien und der Nordsee verursacht werden (Daten der Kategorie 1 und 2; siehe Abschnitt 3.3).

Die ermittelten Schadenskosten an Aquakulturanlagen in der Nordsee werden bei Hall et al. (2000) ungenügend erhoben, betragen bei Mouat et al. (2010) aber 603 EUR$_{2010}$/Anlage/Jahr[152]. Für die an Wasserfahrzeugen entstehenden Schäden, die marine Abfälle hervorrufen können, siehe Abschnitt "Schifffahrt".

Wie in Kapitel 2 beschrieben, werden jährlich etwa 20.000 t mariner Abfälle in die Nordsee eingetragen[153]. Pro Tonne Abfall beträgt der Nutzen einer Reduktion demnach 0,03 EUR$_{2010}$/Anlage/Jahr.

---

stationierten Booten zusammen, plus der Hälfte der nicht der kleinen Küstenfischerei zugehörigen Fischreifahrzeuge Schleswig-Holsteins (kleine Küstenfischerei existiert fast ausschließlich in der Ostsee) (http://www.portal-fischerei.de/index.php?id=1016).

[152] Die Zahlen von Mouat et al. (2010) beziehen sich auf Aquakulturanlagen in Schottland. Der Originalwert (590 Euro/Anlage/Jahr) wurde hier nicht an das deutsche Einkommensniveau angepasst, sondern lediglich inflationsbereinigt, da keine Daten über die Kosten von Reparaturen an Aquakulturanlagen in Deutschland und Schottland vorliegen. Es wird aber davon ausgegangen, dass eine solche Anpassung die angegebenen Werte nicht signifikant verändern würde.

[153] Siehe Bertram/Kugler/Rehdanz et al. (2012) sowie Kapitel 2.2 und 2.3, besonders im Hinblick auf Unsicherheiten.

An der deutschen Nordseeküste gibt es keine Fischaquakulturen, sondern lediglich eine Austernkultur auf Sylt, sowie Miesmuschelkulturen, organisiert in sogenannten „Muschelkulturbezirken". Zur Bewirtschaftung der Bezirke wurden 13 Lizenzen vergeben und werden 13 Fahrzeuge (Schiffe) eingesetzt, es existieren jedoch keine Daten darüber, wie viele individuelle Betriebe die Lizenzen und Fahrzeuge nutzen. An dieser Stelle wird daher mit insgesamt 14 Aquakulturbetrieben bzw. –standorten an der Nordseeküste gerechnet. Allerdings sind diese Muschelaquakulturen nicht mit den in Mouat et al. (2010) untersuchten Anlagen vergleichbar, bspw. verwenden die Muschelkulturen keine Käfige o.ä. und pumpen kein Wasser, das gefiltert werden müsste[154].

Dementsprechend wird hier davon ausgegangen, dass keine Schäden durch marine Abfälle an den 14 deutschen Muschelkulturen entstehen, sehr wohl jedoch an den zum Einsammeln der Muscheln genutzten Fahrzeugen, für die die in Abschnitt 4.2.2 ermittelten Schadenskosten veranschlagt werden (20.000 EUR_{2010}/Schiff/Jahr; beinhaltet auch die Kosten für kontaminierte bzw. unbrauchbare Fänge bzw. Muscheln, wobei unklar ist, ob Kontaminationen in Muschelkulturen auftreten).

Aggregiert ergibt sich demnach durch die Reduzierung einer Tonne marinen Abfalls eine Gesamtsumme der vermiedenen Schadenskosten an von Aquakulturbetrieben genutzten Schiffen in Höhe von 13 EUR_{2010}/Jahr[155].

Das in Abschnitt 3.4 beschriebene Maßnahmenbündel zur Reduzierung des Gesamtaufkommens an marinen Abfällen um 20% (4.000 t) schafft also durch die Vermeidung von Schäden und Reinigungskosten einen ökonomischen Nutzen im Bereich Aquakultur in Höhe von 52.000 EUR_{2010}/Jahr.

Häfen

Eine Reduzierung des Aufkommens von marinen Abfällen hat eine Verringerung der sich in der Wassersäule befindlichen Abfallmenge zur Folge. Solche schwimmenden Abfälle beschädigen auch Hafenanlagen, und verursachen Reinigungskosten.

Zwei Studien – Hall et al. (2000) und Mouat et al. (2010) – analysieren die direkten Schäden, die durch schwimmende Abfälle in den marinen Wirtschaftssektoren Fischerei, Schifffahrt, Häfen und Industrie in Großbritannien und der Nordsee verursacht werden (Daten der Kategorien 1 und 2; siehe Abschnitt 3.3).

Die ermittelten Schadenskosten an Hafenanlagen sind bei Hall et al. (2000) nicht in ausreichender Qualität aufgeführt, Mouat et al. (2010) erhoben in britischen Häfen jedoch durchschnittliche Reinigungskosten in Höhe von 8.355 EUR_{2010}/Hafen/Jahr[156.]

---

[154] Stattdessen werden bei dieser Art der Kultur junge Muscheln an günstigen Standorten (also in den o.g. Bezirken) in so geringen Dichten ausgebracht/auf den Meeresgrund gestreut, dass sie dort besser wachsen als an den Standorten, wo sie eingesammelt wurden. Erreichen die Muscheln die entsprechende Größe, werden sie unter Nutzung der 13 Muschelschiffe eingesammelt.

[155] Hierzu sei angemerkt, dass nach Angeben des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein keine ökonomisch relevanten Schäden durch marine Abfälle in Aquakulturbetrieben/Muschelbezirken bekannt sind.

Wie in Kapitel 2 beschrieben, werden jährlich etwa 20.000 t mariner Abfälle in die Nordsee eingetragen[157]. Pro Tonne vermiedenen marinen Abfalls beträgt der Nutzen für Hafenbetreiber demnach 0,40 EUR_{2010}/Hafen/Jahr.

An der deutschen Nordseeküste gibt es etwa 60 Marinas und 40 Fischereihäfen kleiner bis mittlerer Größe[158]. Die großen Seehäfen (Bremer Häfen, Hamburg, Emden, Wilhelmshaven) sind aus dieser Analyse ausgeklammert, da die Angaben aus Mouat et al. (2010) für Häfen einer solchen Größe nicht als repräsentativ angesehen werden. Bei 100 kleinen bis mittleren Häfen an der deutschen Nordseeküste ergibt sich somit durch die Reduzierung mariner Abfälle und die damit eingesparten Reinigungs- bzw. Reparaturkosten ein Gesamtnutzen pro Tonne Abfall in Höhe von 40 EUR_{2010}/Jahr.

Das in Abschnitt 3.4 beschriebene Maßnahmenbündel zur Reduzierung des Gesamtaufkommens an marinen Abfällen um 20% (4000 t) schafft also durch die Vermeidung von Schäden und Reinigungskosten einen ökonomischen Nutzen im Bereich Häfen in Höhe von 160.000 EUR_{2010}/Jahr.

V.4.3 Indirekte Gebrauchswerte

Landwirtschaft

Eine Reduzierung des Aufkommens von marinen Abfällen hat eine Verringerung der sich in der Wassersäule befindlichen Abfallmenge, und demzufolge auch der angespülten und verwehten Abfalls zur Folge. Solche angeschwemmten und dann verwehten Abfälle schädigen küstennahe landwirtschaftliche Betriebe.

Zwei Studien – Hall et al. (2000) und Mouat et al. (2010) – analysieren die Schäden, die durch verwehte Abfälle in der Landwirtschaft verursacht werden am Beispiel der Shetland-Inseln (Daten der Kategorien 1 bis 2; siehe Abschnitt 3.3). Demnach entstehen individuellen landwirtschaftlichen Betrieben, die in Küstennähe wirtschaften, jährliche

---

[156] Die Zahlen von Mouat et al. (2010) beziehen sich auf Hafenanlagen in Großbritannien. Der Originalwert wurde hier nicht an das deutsche Einkommensniveau angepasst, sondern lediglich inflationsbereinigt, da keine Daten über die Kosten von Reparaturen an Hafenanlagen in Deutschland und Großbritannien vorliegen. Es wird aber davon ausgegangen, dass eine solche Anpassung die angegebenen Werte nicht signifikant verändern würde. Außerdem weisen die Autoren darauf hin, dass diese Anzahl mit der Größe und Ausrichtung der Häfen extrem stark schwankt.

[157] Siehe Bertram/Kugler/Rehdanz et al. (2012) sowie Kapitel 2.2 und 2.3, besonders im Hinblick auf Unsicherheiten.

[158] Angaben aus: Ministerium für Wissenschaft, Wirtschaft und Verkehr Schelswig-Holstein (http://www.schleswig-holstein.de/MWV); COFAD 2004; Forschungsinformationssystem des BMVBS (http://www.forschungsinformationssystem.de/servlet/is/57424/); Yachthafenführer Marina Guide (http://www.marina-guide.de/). Häfen in Schleswig-Holstein sind inländig bis Hamburg einbezogen.

Schadens-/Reinigungskosten in Höhe von 631 EUR_{2010}/Jahr (Hall et al. 2000) bzw. 875 EUR_{2010}/Jahr (Mouat et al. 2010)[159].

Wie in Kapitel 2 beschrieben, wird jährlich eine geschätzte Menge von 1.058 t mariner Abfälle an der deutschen Nordseeküste angespült[160], die komplett vermieden werden müsste, um vollständig saubere Strände und keine Verwehung zu erhalten. Allerdings wird nur ein geringer Teil des angespülten Abfalls tatsächlich durch den Wind abtransportiert, und demnach Schäden in der Landwirtschaft verursachen. Hierüber existieren keine Daten; im Folgenden wird ersatzweise davon ausgegangen, dass der gesamte angespülte Abfall vermieden werden müsste, um Verwehungen auszuschließen. Pro Tonne vermiedenen marinen Abfalls (Strandabfall) beträgt der Nutzen für küstennahe Landwirtschaftsbetriebe demnach 0,6 – 0,83 EUR_{2010}/Betrieb/Jahr.

An der deutschen Nordseeküste findet nach Angaben der Landwirtschaftskammer Niedersachsen seewärts der Deiche seit der Gründung des Nationalparks Wattenmeer keine landwirtschaftliche Nutzung mehr statt. Auf der seeabgelegenen Seite der Deiche grenzen Acker- und Grünlandflächen direkt an die Deiche an – über die Anzahl der Betriebe, die auf diesen Flächen wirtschaften, existieren keine Informationen (nach Informationen der Landwirtschaftskammer Niedersachsen stellt aber die Verwehung von Müll für die hinter dem Deich gelegenen Betriebe ohnehin kein Problem dar). Die Deiche in Niedersachsen und Schleswig-Holstein werden jedoch von 270 aktiven Deichschäfereien genutzt (und gepflegt). Wird davon ausgegangen, dass diese Schäfereien ähnliche Beeinträchtigungen erfahren wie die Landwirte der Shetland-Inseln, beträgt der Gesamtnutzen einer Reduzierung von marinen Abfällen für küstennahe Landwirtschaftsbetriebe pro Tonne Abfall (Strandabfall) 162 – 224,1 EUR_{2010}/Jahr.

Das oben beschriebene Maßnahmenbündel zur Reduzierung des Aufkommens von Strandabfällen um 40% (424 t) an der deutschen Nordseeküste schafft durch die Vermeidung von Schäden und Reinigungskosten also einen ökonomischen Nutzen im Bereich Landwirtschaft in Höhe von 68.000 – 95.000 EUR_{2010}/Jahr.

V.4.4 Nicht-Gebrauchs- und Optionswerte

Nicht-Gebrauchswerte

Eine Verringerung von marinen Abfällen hat neben den zahlreichen schon beschriebenen Effekten auch positive Auswirkungen auf die Meeresumwelt an sich, trägt

---

[159] Die Zahlen von Hall et al. (2000) und Mouat et al. (2010) beziehen sich auf Landwirtschaftsbetriebe auf den Shetland-Inseln. Die Originalwerte wurden nicht an das deutsche Preisniveau angepasst, sondern lediglich inflationsbereinigt, da keine Kaufkraftdaten o. ä. für die Shetland-Inseln vorliegen. Es wird davon ausgegangen, dass eine solche Anpassung die angegebenen Werte nicht signifikant verändern würde. Es muss allerdings darauf hingewiesen werden, dass das Problem der Müllverwehung auf den Shetland-Inseln durch das Fehlen von Deichen und direkt an den Strand angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen wesentlich prominenter erscheint als in Deutschland.

[160] Siehe Bertram/Kugler/Rehdanz et al. (2012) sowie Kapitel 2.2 und 2.3, besonders im Hinblick auf Unsicherheiten.

also ganz allgemein zu einer höheren Qualität des Ökosystems bei. Diese Verbesserungen werden in der Gesellschaft unabhängig von einem konkreten Nutzen wertgeschätzt, und als Nicht-Gebrauchswerte bezeichnet.

Zhang (1995) untersuchte die Zahlungsbereitschaft von Strandnutzern und Nicht-Strandnutzern für die Sauberkeit eines am Meer liegenden, unzugänglichen Naturschutzgebietes in Nordamerika (Daten der Kategorie 2; siehe Abschnitt 3.3; es wird angenommen, dass die Umfrageergebnisse Nicht-Gebrauchswerte repräsentieren, da die im Naturschutzgebiet liegenden Strände für die Befragten weder heute noch in Zukunft nutzbar sind). Der Mittelwert der so identifizierten Zahlungsbereitschaft liegt bei 110 EUR_{2010}/ befragter Person/Jahr.

Wie in Kapitel 2 beschrieben, wird jährlich eine geschätzte Menge von 1.058 t mariner Abfälle an der deutschen Nordseeküste angespült[161], die komplett vermieden werden müsste, um vollständig saubere Strände zu erhalten. Pro Tonne vermiedenen marinen Abfalls beträgt der Nicht-Gebrauchswert dementsprechend 0,11 EUR_{2010}/befragter Person/Jahr.

Da es sich bei Nicht-Gebrauchswerten um nutzungsunabhängige Werte handelt, kann die Personengruppe, auf die die Angaben bezogen werden, stark schwanken – so könnte die Bevölkerung Deutschlands, Mittel- und Nordeuropas, oder sogar der Erde, ein gesundes Ökosystem in der Nordsee wertschätzen. In der vorliegenden Fallstudie ist diese Personengruppe auf die Einwohner der Bundesländer Niedersachsen und Schleswig-Holstein, sowie der Stadtstaaten Hamburg und Bremen begrenzt worden (ca. 13 Mio. Menschen).

Nichtsdestotrotz ergäbe sich unter dieser Annahme eine Gesamtzahlungsbereitschaft der Bevölkerung Nordwestdeutschlands für die Existenz von sauberen Nordseeständen (und damit verbundenen Zustandsverbesserungen im Meeresökosystem) in Höhe von 1.430.000 EUR_{2010}/Jahr – pro Tonne entfernten Abfalls.

Das oben beschriebene Maßnahmenbündel zur Reduzierung des Aufkommens von Strandabfällen um 40% (424 t) an der deutschen Nordseeküste generiert demnach eine Gesamtzahlungsbereitschaft unter der Bevölkerung Nordwestdeutschlands in Höhe von 606.320.000 EUR_{2010}/Jahr.

Optionswerte

Eine Verringerung von marinen Abfällen hat neben den zahlreichen schon beschriebenen Effekten auch Auswirkungen auf die zukünftige Nutzung der Meeresumwelt durch die entsprechenden Sektoren und die Gesellschaft.

Da Optionswerte normalerweise als individuelle Zahlungsbereitschaften (für eine in der Zukunft liegende Nutzung) erhoben werden, lassen sich diese in ökonomischen Sektoren (d. h. Optionswerte für ökonomische Akteure, also Unternehmen) aufgrund eines Mangels an Untersuchungen nicht quantitativ darstellen. Zahlungsbereitschaftsanalysen zur

[161] Siehe Bertram/Kugler/Rehdanz et al. (2012) sowie Kapitel 2.2 und 2.3, besonders im Hinblick auf Unsicherheiten.

Erhebung von Nicht-Gebrauchs- und Optionswerten mariner Ökosysteme existieren jedoch. So untersuchte Zhang (1995) die Zahlungsbereitschaft von Nicht-Strandnutzern für „saubere Strände“ bzw. eine spätere Nutzung eines sauberen Strandes in Nordamerika (Bertram et al. - Projektmodul 3a/3b), und ermittelte einen Durchschnittswert von 190 EUR_{2010}/potentiellem Benutzer/Jahr (Daten der Kategorie 2; siehe Abschnitt 3.3).

Wie in Kapitel 2 beschrieben, wird jährlich eine geschätzte Menge von 1.058 t marine Abfälle an der deutschen Nordseeküste angespült[162], die komplett vermieden werden müsste, um vollständig saubere Strände zu erhalten. Pro Tonne vermiedenen marinen Abfalls beträgt der Optionswert dementsprechend 0,18 EUR_{2010}/potentiellem Benutzer/Jahr.

Da es sich bei Optionswerten – wie den Nicht-Gebrauchswerten - um nutzungsunabhängige Werte handelt, kann die Personengruppe, auf die die Angaben bezogen werden, stark schwanken – so könnte die Gesamtbevölkerung Deutschlands (oder gar Mittel- und Nordeuropas) zukünftig saubere Nordseestrände besuchen wollen. In der vorliegenden Fallstudie ist diese Personengruppe jedoch auf die Einwohner der Bundesländer Niedersachsen und Schleswig-Holstein, sowie der Stadtstaaten Hamburg und Bremen begrenzt worden (ca. 13 Mio. Menschen).

Nichtsdestotrotz ergäbe sich unter dieser Annahme eine Gesamtzahlungsbereitschaft aller potentiellen zukünftigen Nutzer sauberer Nordseestrände für die Sicherstellung sauberer Strände in der Zukunft in Höhe von 2.340.000 EUR_{2010}/Jahr – pro Tonne entfernten Abfalls.

Das oben beschriebene Maßnahmenbündel zur Reduzierung des Aufkommens von Strandabfällen um 40% (424 t) an der deutschen Nordseeküste generiert demnach eine Gesamtzahlungsbereitschaft unter der Bevölkerung Nordwestdeutschlands in Höhe von 992.160.000 EUR_{2010}/Jahr.

[162] Siehe Bertram/Kugler/Rehdanz et al. (2012) sowie Kapitel 2.2 und 2.3, besonders im Hinblick auf Unsicherheiten.

V.4.5 Aggregation und Zusammenfassung

Im Folgenden werden die oben hergeleiteten Ergebnisse in einer zusammenfassenden Tabelle dargestellt. Eine kritische Diskussion derselben erfolgt im folgenden Kapitel.

Bei einer angenommenen Reduktion mariner Abfälle in Höhe von 20% bzw. 4.000 t/Jahr (Gesamtabfall) und 40% bzw. 424 t/Jahr (Strandabfall) (siehe Kapitel 2[163]) ergeben sich die in Tabelle 44 aufgeführten ökonomischen Nutzen.

Die Spalte „Nutzenkategorie“ nimmt dabei auf die im TEV-Analyserahmen klassifizierten Nutzenarten Bezug (diese sind in Dworak/Interwies/Görlitz et al. 2011, sowie in Bertram et al. - Projektmodul 3a/3b näher erläutert). Es folgen eine qualitative (Spalte „Nutzen qualitativ“) und eine quantitative (Spalte „Nutzen quantitativ“) Beschreibung bzw. Einschätzung der mit Belastungsreduktionen verbundenen ökonomischen Nutzen, sowie Anmerkungen zur Datengrundlage und den mit der Analyse verbundenen Unsicherheiten.

Dabei ist auffällig, dass alle getroffenen Einschätzungen mit erheblichen Unsicherheiten verbunden sind; auf diese wird in den Schlussfolgerungen gesondert eingegangen.

Anzumerken ist allerdings, dass es – die Unsicherheiten ignorierend - durch die gewählten Systemgrenzen (d. h. im vorliegenden Fall den Ausschluss von nachgeschalteten Sektoren und die Betrachtung lediglich der deutschen Meeresgewässer) tendenziell eher zu einer Unterschätzung des ökonomischen Gesamtnutzens kommt.

[163] Es sei nochmals darauf hingewiesen, dass die hier angegebenen Reduktionen durch das Maßnahmenbündel fiktiv sind, und ausschließlich der Demonstration der Methodik dienen. Diese Werte beruhen auf keiner wissenschaftlichen oder Expertengrundlage und sind daher nicht zu zitieren. Tatsächliche Reduktionspotentiale von Maßnahmen sind im Rahmen der Umsetzung der MSRL erst zu ermitteln.

Tabelle 44: Ökonomische Nutzen einer Reduktion mariner Abfälle (ohne Sekundäreffekte)

Nutzenkategorie	Sektor/Bereich	Nutzen (qualitativ)	Nutzen (quantitativ)/a	Datengrundlage (Kategorie)	Annahmen betreffen:
Direkte, konsumtive Gebrauchswerte	Sportangeln	Potentiell größere Fischbestände	20.400 – 51.200 EUR_{2010}	Kategorie 2 (ZBA, angepasst durch Benefit Transfer)	Zusammenhang Abfall - Nutzenverlust Anzahl Meeresangler Abfallmenge in der Nordsee Linearität v. Reduktion und Nutzen
	Fischerei	Pot. größere Fisch- u. Muschelbestände Geringere Kontamination v. Fängen	(unter "Schifffahrt und Fischerei" einbezogen)	(unter "Schifffahrt und Fischerei" einbezogen)	Abfallmenge in der Nordsee Linearität v. Reduktion und Nutzen
Direkte, nicht-konsumtive Gebrauchswerte	Tourismus und Erholung	Weniger Strandverschmutzung	338.776.000 – 1.195.680.000 EUR_{2010}	Kategorie 2 (ZBA, angepasst durch Benefit Transfer)	Verweildauer und individuelle Besuche Abfallmenge in der Nordsee Linearität v. Reduktion und Nutzen
	Aquakultur	Weniger Schäden an den Anlagen bzw. Fahrzeugen.	52.000 EUR_{2010}	Kategorie 1-2 (Schadenskosten, teilweise angepasst)	Kontaminationen in Muschelkulturen Abfallmenge in der Nordsee Linearität v. Reduktion und Nutzen
	Häfen	Weniger Schäden an Anlagen und Ausrüstung	160.000 EUR_{2010}	Kategorie 1-2 (Schadenskosten, teilweise angepasst)	Abfallmenge in der Nordsee Linearität v. Reduktion und Nutzen
	Schifffahrt und Fischerei	Weniger Schäden an Anlagen und Ausrüstung Weniger Rettungseinsätze	1.420.000 EUR_{2010}	Kategorie 1-2 (Schadenskosten, teilweise angepasst)	Einsätze Seenotrettung Abfallmenge in der Nordsee Linearität v. Reduktion und Nutzen
Indirekte Gebrauchswerte	Landwirtschaft	Geringere Reinigungskosten Geringere Schäden an Ausrüstung	68.000 – 95.000 EUR_{2010}	Kategorie 1 (Schadenskosten, nicht angepasst)	Preisniveau D -Shetland-Inseln Vergleichbarkeit d. Problemlage Abfallmenge in der Nordsee Linearität v. Reduktion und Nutzen
Nicht-Gebrauchswerte	Gesellschaft	Existenz des Meeresökosystems Erhöhte Qualität und Artenvielfalt	606.320.000 EUR_{2010}	Kategorie 2 (ZBA, angepasst durch Benefit Transfer)	Relevanz der Studienergebnisse Personengruppe/Zielgruppe Abfallmenge in der Nordsee Linearität v. Reduktion und Nutzen

Optionswerte	Gesellschaft	Zukünftige Nutzung des Meeres	992.160.000 EUR_{2010}	Kategorie 2 (ZBA, angepasst durch Benefit Transfer)	Personengruppe/Zielgruppe Abfallmenge in der Nordsee Linearität v. Reduktion und Nutzen
GESAMT GESAMT (ohne ZBA)			Ca. 2-3 Mrd. $Euro_{2010}$ 1,7 Mio. $Euro_{2010}$	Siehe oben	Siehe oben

V.5 Schlussfolgerungen und Rückschlüsse für das gewählte Vorgehen sowie zum weiteren Forschungsbedarf

In den vorherigen Abschnitten sind die Probleme, die durch marine Abfälle verursacht werden (Kapitel 2), sowie ein mögliches Maßnahmenpaket zur Bekämpfung der Problematik beschrieben worden (Kapitel 3.4). Darauf basierend sind dann die ökonomischen Nutzen, die durch eine Reduktion solcher Abfälle generiert werden können, anhand der im Projekt ermittelten methodischen sowie Daten- und Informationsgrundlage (Bertram et al. - Projektmodul 3a/3b) quantifiziert worden (Kapitel 4).

Die Durchführung der Fallstudien verfolgt dabei mehrere Absichten: zum einen soll eine fachliche Aussage über den ökonomischen Nutzen des jeweils ausgewählten Maßnahmenbündels auf Basis der heute vorliegenden Studien und Informationen generiert und die Grenzen eines solchen Vorgehens aufgezeigt werden. Darüber hinaus dienen die Fallstudien jedoch einem anderen Zweck: der Prüfung der Anwendbarkeit des erstellten methodischen Vorgehens in der Praxis. Damit unterstützen sie die Erstellung einer praktikablen Handlungsanleitung, nach der politische Entscheidungsträger und Behörden Meeresschutzmaßnahmen bewerten. Zu guter Letzt sollen Aussagen im Hinblick auf Forschungs- bzw. Studienbedarf sowie Verbesserungsvorschläge zum allgemeinen Vorgehen erarbeitet werden.

Wie in Tabelle 44 abgebildet, beträgt der ökonomische Gesamtnutzen des beschriebenen Maßnahmenbündels[164] zur Reduktion von marinen Abfällen in deutschen Nordseegewässern ca. 2-3 Mrd. Euro (inklusive ZBA), bzw. ca. 1,7 Mio. Euro (exklusive ZBA).

Diese Angaben sind jedoch mit großen methodischen und die verfügbaren Daten betreffenden Unsicherheiten behaftet.

Davon liegt eine in der Maßnahmenauswahl und den mit den Maßnahmen verbundenen Auswirkungen, wobei zwei Aspekte besonders zu beachten sind. Zum einen gibt es im Rahmen der Umsetzung der MSRL derzeit nur eine limitierte Diskussion um Maßnahmen zur Vermeidung mariner Abfälle. Es bleibt somit unklar, inwieweit die in der Fallstudie ausgewählten Maßnahmen auch Eingang in ein späteres Maßnahmenprogramm finden werden. Eine viel größere Unsicherheit stellt aber zum anderen die projizierte Wirksamkeit der einzelnen Maßnahmen dar. Es liegen hierzu keine Erfahrungswerte vor, und das tatsächliche jeweilige Reduktionspotential der einzelnen Maßnahmen ist somit kaum abschätzbar. Die hier verwendeten Werte wurden in erster Linie ausgewählt, um die entwickelte Methodik der Nutzenbewertung zu testen, erheben aber keinen Anspruch auf Gültigkeit (siehe dazu die entsprechenden Fußnoten weiter oben).

Ein mit der Maßnahmenauswahl verbundener, dritter Unsicherheitsfaktor stellt die allgemeine Frage nach der Wirksamkeit von national koordinierten und an „nationale Gewässer“ angepassten Maßnahmen in einem international beeinflussten Ökosystem dar. So haben nationale Maßnahmen auch Auswirkungen auf internationale bzw. nationale

[164] Reduktion Einträge: 20% bzw. 4.000 t; Reduktion Strandabfall: 40% bzw. 424 t.

Gewässer anderer Staaten, und umgekehrt. Um diesen Faktor adäquat in die Maßnahmenauswahl einfließen zu lassen, bedarf es unbedingt eines international koordinierten Vorgehens.

Auffallend sind darüber hinaus die überproportional hohen Werte bei denjenigen Nutzen (mit Ausnahme der Sportfischerei), die als Datengrundlage auf Zahlungsbereitschaftsanalysen (ZBA) zurückgreifen (Tourismus/Erholung, nicht-Gebrauchswerte, Optionswerte). Solche Untersuchungen der Zahlungsbereitschaft (ZB) sind zum einen mit großen methodischen Unsicherheiten behaftet (siehe z. B. Hanley/Kristrom 2002), zum anderen folgen sie grundsätzlich der Annahme, dass die angegebene ZB (eine sog. „stated preference") auch der wirklichen ZB (der sog. „revealed preference") entspricht. Des Weiteren wird durch die Übertragung auf die Situation an deutschen Nordseeständen eine vergleichbare Belastung durch marine Abfälle unterstellt (indem die ermittelte amerikanische ZB in Relation zu der deutschen Abfallmenge gesetzt wird), obwohl der Zusammenhang zwischen Abfallmenge am Ort der Erhebung, und der ermittelten Zahlungsbereitschaft, vollkommen unklar ist.

Es handelt sich bei ZBA also um eine Datengrundlage, die per se mit großen Unsicherheiten verbunden ist; die aber darüber hinaus zumeist auch noch durch multiple Rechenschritte an die entsprechende Situation angepasst werden muss. In der vorliegenden Fallstudie musste – nach der Durchführung eines ebenfalls mit Unsicherheiten behafteten Benefit Transfers - z. B. die individuelle Zahlungsbereitschaft auf eine „Zielgruppe" projiziert werden – je nach Größe dieser Zielgruppe variieren die Ergebnisse massiv, und können somit sehr unterschiedlich der jeweiligen Entscheidungssituation oder Argumentationslinie angepasst werden[165].

Die verwendeten ZBA sind teilweise veraltet; es ist anzunehmen, dass neuere Untersuchungen, die im besten Fall sogar auf den jeweiligen Verwendungszweck zugeschnitten sind (siehe unten), bessere Ergebnisse mit weniger Unsicherheiten liefern können.

Weiterhin sind, um die Quantifizierung zu ermöglichen, eine Reihe von allgemeinen und spezifischen Annahmen getroffen worden. Die allgemeinen Annahmen betreffen neben der Menge und dem Ausbreitungsverhalten von marinen Abfällen insbesondere den Zusammenhang zwischen den abgeschätzten Reduktionen durch das Maßnahmenbündel, und den dadurch generierten Nutzen. Dieser Zusammenhang ist nicht ausreichend erforscht. Um trotzdem Ergebnisse generieren zu können, ist in dieser Fallstudie von einem linearen Zusammenhang ausgegangen worden, d. h. die beschriebenen Zahlen beruhen auf der Annahme, dass jede einzelne Tonne Abfall den gleichen Schaden hervorruft, und dass z. B. eine 50%ige Reduktion von Abfällen doppelt so viel Nutzen generiert wie eine 25%ige Reduktion. Die spezifischen Annahmen beziehen sich auf die jeweilige „Zielgruppe", also auf die Auswahl von Personen/Unternehmen/Anlagen, die für die Übertragung von Studienergebnissen auf die deutsche Nordsee als relevant erachtet werden. Da die in amtlichen und nicht-amtlichen Statistiken verfügbaren Daten auf

[165] Auf solche Rechnungen zur Generierung eines „realistischeren" Ergebnisses ist in der Fallstudie verzichtet worden, um die Schwächen (und Stärken) des methodischen Vorgehens unverfälscht darlegen zu können.

solche speziellen Verwendungszwecke nicht zugeschnitten sind, sind neben einer umfangreichen Recherche zumeist auch nicht unerhebliche Interpretationen vorhandener Daten vorzunehmen, ebenso wie das Treffen weiterer Annahmen, um Datenlücken zu schließen[166.]

Die Ergebnisse der Fallstudien sind also mit erheblichen Unsicherheiten behaftet.

Im vorliegenden Fall addieren sich diese in einigen Fällen mit den allgemein mit Erhebungs- und Monetarisierungsmethoden (wie Zahlungsbereitschaftsanalysen) verbundenen Unsicherheiten zu einem Unsicherheitsniveau, das die Ergebnisse der Studie als Grundlage für politische Entscheidungen nur bedingt nutzbar macht. Da die Generierung von monetären Werten gleichzeitig mit einem hohen Arbeitsaufwand (Recherche und Interpretation der Daten) verbunden ist, muss die Praktikabilität und Einfachheit der Anwendung als auch die Akzeptanz durch politische Entscheidungsträger des methodischen Konzepts in der jetzigen Form als gering eingeschätzt werden.

Dazu ist allerdings einschränkend hinzuzufügen, dass monetäre Bewertungen von Ökosystemdienstleistungen immer mit einem signifikanten Unsicherheitsfaktor belegt sind, und auch in Zukunft sein werden. Außerdem sei darauf hingewiesen, dass das vorliegende Projekt den Arbeitsauftrag hat, bei der Bestimmung der Nutzen zum einen auf heute verfügbare Datenquellen und Studien zurückzugreifen, und zum anderen zu demonstrieren, wo die Grenzen eines solchen Vorgehens liegen. Die Grenzen sind offensichtlich – zumindest beim Thema „marine Abfälle“ – aufgrund der schlechten Datenverfügbarkeit recht eng gesteckt. Bei besserer Datenverfügbarkeit wären die Ergebnisse mit geringeren Unsicherheiten behaftet, und die Anwendbarkeit und Akzeptanz höher einzuschätzen.

Im Folgenden sollen nichtsdestotrotz – aufbauend auf den oben beschriebenen Erfahrungen und Einsichten – der konkrete Forschungs- und Datenbedarf aufgezeigt sowie Empfehlungen gegeben werden, auf deren Basis eine praxistaugliche – und damit akzeptable - Handlungsanleitung entwickelt werden kann.

V.5.1 Forschungs- und Datenbedarf

Grundlagenforschung zur Verringerung der zu treffenden Annahmen im Hinblick auf das Verhalten von marinen Abfällen in der Wassersäule und am Strand: Monitoring von Eintragspfaden, Verbleib, Auswirkungen mariner Abfälle. Für die Herstellung eines Bezugs zwischen der Reduktion von marinem Abfall und ökonomischen Nutzen ist zudem eine exaktere Einschätzung des Aufkommens mariner Abfälle notwendig. Um den Anforderungen der Sozio-Ökonomie an die Art und Darstellung solcher (naturwissenschaftlichen) Daten gerecht zu werden, sollten bei diesen Forschungsvorhaben auch Wissenschaftler aus sozialwissenschaftlichen Disziplinen, z. B. Umweltökonomen, hinzugezogen werden.

Grundlagenforschung zu Wirksamkeit (und Kosten) von Maßnahmen.

[166] Details finden sich in den jeweiligen Abschnitten.

Zielgerichtete Erhebung von für eine Quantifizierung ökonomischer Nutzen notwendigen Grundlagendaten im Hinblick auf die in Deutschland betroffenen Gruppen/Unternehmen/Anlagen, und Schaffung einer spezialisierten Datenbank, zur Nutzung durch Behörden und politische Entscheidungsträger.

Durchführung von zielgerichteten Studien zur Erhebung von ökonomischen Kosten, die durch marine Belastungen – in diesem Fall Abfälle – in Deutschland verursacht werden (z. B. zur Reinigung und Entsorgung von Teek, Schäden an küstennaher Landwirtschaft und Aquakulturbetrieben, Kosten durch Müll an Schiffschrauben/Einsätze der DGzRS).

Die Durchführung von ZBA wird hier aufgrund der inhärenten methodischen Unsicherheiten nur in sehr begrenztem Umfang empfohlen. Falls ZBA durchgeführt werden sollen, dann nur in speziell auf die Bedürfnisse der Nutzenbestimmung in Deutschland zugeschnittenen Verfahren (also für die Erhebung bestimmter Nutzen maßgeschneiderte Untersuchungen).

Im Projekt war neben der Aufdeckung des Forschungs- und Datenbedarfs vorgesehen, Aussagen über die Höhe des Aufwands einer flächendeckenden Bewertung der ökonomischen Nutzen von Meeresschutzmaßnahmen in den deutschen Meeresgewässern zu treffen. Vor dem Hintergrund der großen Unsicherheiten in der Maßnahmenauswahl und den grundsätzlichen Wirkungszusammenhängen, sowie den allgemein fehlenden, spezialisierten Informationen, die für eine flächendeckende Bewertung der Nutzen notwendig sind, ist dieser Aufwand als sehr hoch einzuschätzen.

V.5.2 Empfehlungen für die Entwicklung einer Handlungsanleitung

Die „Handlungsanleitung“ - zur Bestimmung von Nutzen von Meeresschutzmaßnahmen im Rahmen von Kosten-Nutzen Analysen nach MSRL – wird im vorliegenden Projekt auf der Grundlage der in den vorangegangenen Projektmodulen erarbeiteten methodischen Herangehensweise und den in den Fallstudien gewonnenen Erkenntnissen erarbeitet. Sie soll Vertretern von Behörden eine Anleitung geben, wie mit vorhandenem Datenmaterial der Nutzen von Meeresschutzmaßnahmen eingeschätzt/quantifiziert werden kann, und wo die Grenzen einer solchen Quantifizierung liegen. Dementsprechend kann an dieser Stelle nicht lediglich auf fehlende Forschungsergebnisse und andere Informationen verwiesen werden.

Die zur Behebung bzw. Verbesserung der hauptsächlichen Probleme – neben fehlenden Informationen also die großen methodologischen Unsicherheiten sowie die fehlende Akzeptanz und fehlende Einfachheit der Anwendung – empfohlenen methodischen sowie generellen Änderungen sind die folgenden:

- Keine oder sehr eingeschränkte Verwendung von „stated preference“-Studien (primär Zahlungsbereitschaftsanalysen) zur Herleitung von Nutzen, mit Ausnahme von auf den speziellen Verwendungszweck zugeschnittenen Studien (s. o.).
- Bei der Quantifizierung/Monetarisierung von ökonomischen Nutzen stattdessen Verwendung von Schadenskosten (oder Marktpreisen) als Ausgangsdaten.
- →in der Handlungsanleitung werden dementsprechend zwei „Klassen“ von Ausgangsdaten differenziert: auf Schadenskosten beruhende monetäre Werte stellen die Grundlage für die Quantifizierung der Nutzen dar, während auf „stated

preference“-Studien basierende Werte alternativ hinzugezogen oder die Nutzen qualitativ beschrieben werden können.

- Vorbereitung einer spezialisierten Datenbank zur Bestimmung der von Meeresschutzmaßnahmen profitierenden Personen/Unternehmen/Anlagen bzw. ein klares Aufzeigen der für eine Übertragung der ermittelten Werte auf deutsche Verhältnisse notwendigen Daten/Informationen.

Die Handlungsanleitung wird dann folgende Informationen zur direkten Verwendung durch Behördenvertreter und politische Entscheidungsträger enthalten:

- Den ökonomischen Nutzen einer Reduktion der jeweiligen Belastung, pro Einheit Belastung, und beruhend auf Analysen von tatsächlich entstandenen und dokumentierten Schadenskosten und/oder Markpreisen.
- Den potentiellen zusätzlichen ökonomischen Nutzen einer Reduktion der jeweiligen Belastung, beruhend auf ZBA, bzw. eine qualitative Beschreibung dieser Nutzen.
- Alternativ Angaben zum ökonomischen Nutzen einer Reduktion der jeweiligen Belastung, basierend auf dem Vermeidungskostenansatz.
- Informationen über den Datenbedarf zur Übertragung der ökonomischen Nutzen auf die Situation im deutschen Nord- oder Ostseeraum, und Vorbereitung einer diesbezüglichen, spezialisierten Datenbank.

Es wird erwartet, dass durch eine solcherart aufgebaute Handlungsanleitung ein einfach anwendbares, die gröbsten Unsicherheiten ausschließendes Vorgehen zur Abschätzung und Quantifizierung von ökonomischen Nutzen von Meeresschutzmaßnahmen erarbeitet werden kann. Dieses Vorgehen wird durch die alternative Hinzuziehung von qualitativen Daten (anstatt monetäre Werte aus ZBA zu verwenden) eher einer Multi-Kriterien-Analyse gleichen als einer klassischen, auf die Gegenüberstellung monetärer Werte ausgerichteten KNA.

VI. Fallstudie 2: Eutrophierung der Ostsee (Projektmodul 4b)

VI.1 Einleitung

Die europäischen Gewässer, inklusive der deutschen Nord- und Ostsee, gehören zu den am intensivsten genutzten Meeresgebieten der Erde. Ebenso wie bei den Binnengewässern überlagern sich in ihnen verschieden gelagerte Nutzungs- und Schutzinteressen.

Ziel der *Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie* (2008/56/EG; MSRL) ist ein wirksamer europaweiter Schutz der Meeresumwelt. Bis zum Jahr 2020 wird ein „guter Umweltzustand" (GUZ) der Meere angestrebt, der dem Schutz der Ressourcen und Dienstleistungen dient und so die Grundlage für viele Bereiche der maritimen Wirtschaft und der Gesellschaft als Ganzes erhält. Die MSRL verfolgt dabei einen ähnlich integrativen, ganzheitlichen Ansatz wie die europäische Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG; WRRL). So wird wie in der WRRL davon ausgegangen, dass ökologische Wertvorstellungen und ökonomische Grundsätze sich nicht gegenseitig ausschließen, sondern ergänzen und unterstützen. Für die Abwägung dieser Belange spielt die Kosten-Nutzen Analyse (KNA) potentieller Maßnahmen, die im Text der MSRL ausdrücklich genannt wird (Artikel 13), eine wichtige Rolle.

Ziel des vom Umweltbundesamt (UBA) geförderten Forschungsprojektes „*Methodische Grundlagen für sozio-ökonomische Analysen sowie Folgenabschätzungen von Maßnahmen einschließlich Kosten-Nutzen Analysen nach EG-Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie*" ist es, zu untersuchen, wie die Nutzen einer Maßnahme zur Verbesserung der Meeresumwelt quantifiziert und in die Analyse einbezogen werden kann. Zu berücksichtigen ist dabei insbesondere, dass in Deutschland bislang wenig Erfahrung mit der Durchführung von monetären KNA im Umweltbereich existiert.

Im Zuge des Vorhabens wurden in zwei ersten Arbeitsschritten „*Vorschläge für ein methodisches Vorgehen*" (Dworak/Görlitz/Interwies et al. 2011) erarbeitet. Diese basieren auf Experteninterviews zur Herangehensweise in anderen Anrainerstaaten, der Analyse von Abstimmungsprozessen auf EU-Ebene (Common Implementation Strategy/CIS) und anwendungsorientierten internationalen Forschungsvorhaben. Auf der Grundlage dieser Analyse wurden fachlich fundierte und an die Verhältnisse der deutschen Meeresgewässer angepasste methodische Leitlinien für den weiteren Projektverlauf entwickelt.

Aufbauend auf den Vorschlägen für ein methodisches Vorgehen wurde im anschließenden dritten Arbeitsschritt ein methodisches Konzept angefertigt, das die systematische Erfassung und Einbeziehung des Nutzens von Meeresschutzmaßnahmen in eine KNA erlaubt. Dieses methodische Konzept beinhaltet zum einen ein Mengengerüst, in dem die Auswirkungen von Meeresumweltverbesserungen auf die ökonomischen Nutzen, die der Mensch daraus zieht, beschrieben werden. Zum anderen enthält das methodische Konzept Vorschläge, wie diese Nutzen zur Einbeziehung in eine KNA in monetäre Werte übersetzt werden können, und entwickelt Vorschläge, wie alternativ vorgegangen werden könnte. Das methodische Konzept ist im Projektverlauf mehrfach mit Auftraggeber (AG) und Forschungsbegleitkreis (FBK) abgestimmt worden, und ist im Zwischenbericht „*Module 3a und 3b: Aufbau eines Mengengerüstes – Teil 1:*

Zusammenstellung relevanter Komponenten, Teil 2: Vorschläge zur Monetarisierung" enthalten (Bertram/Kugler/Rehdanz et al. 2012).

Im letzten und vierten Arbeitsschritt wird schließlich das methodische Konzept in zwei Fallstudien angewendet und überprüft. Die Fallstudien sollen dabei sowohl eine fachliche Aussage über den ökonomischen Nutzen einer bestimmten Meeresschutzmaßnahme/eines Bündels von Maßnahmen generieren, als auch die Anwendbarkeit des erstellten Bewertungssystems demonstrieren bzw. verbessern. Die Kostenseite der Maßnahmen wird dabei nicht betrachtet, da dies nicht im Fokus des Vorhabens steht.

Damit unterstützen die Fallstudien die Erstellung einer praktikablen Handlungsanleitung, nach der politische Entscheidungsträger und Behörden Meeresschutzmaßnahmen bewerten können. Ebenso wird der Forschungsbedarf aufgezeigt, um Datenlücken zu schließen und Nutzen exakter bewerten zu können.

Die Auswahl der Fallstudien orientiert sich an den in der MSRL (Anhang III) und dem Mengengerüst aufgeführten und beschriebenen Belastungen. Dabei wurde in Abstimmung mit AG und FBK festgelegt, dass die Auswahl der in den Fallstudien betrachteten Belastungssituationen folgenden Kriterien genügen muss:

- Ausreichende Datenverfügbarkeit (keine Durchführung einer Fallstudie in einem Gebiet/Sektor, für den keine Daten verfügbar sind).
- Aktualität der Belastungssituation (möglichst Behandlung von aktuell relevanten Belastungssituationen).
- Wenn möglich, Abdeckung von Nord- und Ostsee.

Ebenfalls in enger Abstimmung mit AG und FBK sind daraufhin die Belastungsbereiche „*Eutrophierung in der Ostsee*" und „*Mariner Abfall in der Nordsee*" zur Betrachtung in den Fallstudien ausgewählt worden.

Beide Fallstudien leiten über eine Beschreibung der Belastung, der relevanten Eintragspfade sowie der besonderen Herausforderungen, die mit dem jeweiligen Schwerpunkt verbunden sind, in die Thematik ein (Kapitel 2). Daraufhin folgt eine Beschreibung des methodischen Vorgehens, in dem das Mengengerüst, das Maßnahmenbündel und die mit Belastungsreduzierungen verbundenen Nutzen dargestellt und die relevanten Wirkungspfade ausgewählt werden (Kapitel 3). Im folgenden Kapitel 4 wird dann der (Gesamt-)Nutzen des Maßnahmenbündels soweit wie möglich quantitativ, ansonsten qualitativ abgebildet. Von besonderer Bedeutung sind die Schlussfolgerungen (Kapitel 5), in denen die Praxistauglichkeit und Einfachheit der Anwendung der entwickelten Methodik einer kritischen Betrachtung unterzogen werden.

VI.2 Problembeschreibung

Eutrophierung in der Meeresumwelt umfasst die „Anreicherung des Wassers mit Nährstoffen, insbesondere mit Stickstoff- und/oder Phosphorverbindungen, die zu einem vermehrten Wachstum von Algen und höheren Pflanzen und damit zu einer Beeinträchtigung des biologischen Gleichgewichts und der Qualität des betroffenen Gewässers führt" (EWG, 1991). Eutrophierung führt zu einer Veränderung der Struktur und der Funktion des betrachteten marinen Ökosystems sowie zu einer Reduzierung der Ökosystemstabilität. Verursacher sind insbesondere Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft, aus städtischen Abwässern/Kläranlagen und aus der Atmosphäre sowie der Eintrag organischen Materials, Resuspendierung durch Sand/Kiesentnahme und (Aus-)Baumaßnahmen (OSPAR, 2010; HELCOM, 2009).

Wie in Tabelle 45 dargestellt, sind in weiten Teilen der Ostsee deutliche Reduktionen der Einträge von Stickstoff- und/oder Phosphorverbindungen notwendig, um die Eutrophierung soweit zu reduzieren, dass sie hier kein Problem mehr darstellt. Als Fernziel soll ein „guter Umweltzustand“ erreicht werden, dessen Erreichung über ökologische Indikatoren mit Zielwerten überprüft werden soll. Im Fall der Eutrophierung wird für die Berechnung der maximal zulässigen Eintragsmengen die Klarheit des Meerwassers herangezogen, mit Sichttiefe als Indikator. Im Rahmen des Ostseeaktionsplans einigten sich die Mitglieder der HELCOM darauf, maximale Einträge von 21 kt Phosphor und 600 kt Stickstoff pro Jahr zuzulassen (illustriert in Tabelle 45), um in Hinblick auf Eutrophierung die Erreichung des guten Umweltzustandes zu gewährleisten.

Tabelle 45: Nährstoffeinträge und maximal zulässige Eintragsmengen in die Ostsee nach Subregion 1997-2003 (HELCOM 2007)

Subregion	**Maximal zulässige Eintragsmengen[167] (Tonnen)**		**Einträge 1997-2003 (Tonnen)**		**Benötigte Minderungen (Tonnen)**	
	Phosphor	Stickstoff	Phosphor	Stickstoff	Phosphor	Stickstoff
Bottnische Bucht	2.580	51.440	2.580	51.440	0	0
Bottnische See	2.460	56.790	2.460	56.790	0	0
Golf von Finnland	4.860	106.680	6.860	112.680	2.000	6.000
Zentrale Ostsee (Baltic Proper)	6.750	233.250	19.250	327.260	12.500	94.000
Golf von Riga	1.430	78.400	2.180	78.400	750	0
Dänische Meerengen	1.410	30.890	1.410	45.890	0	15.000
Kattegat	1.570	44.260	1.570	64.260	0	20.000
Gesamt	**21.060**	**601.720**	**36.310**	**736.720**	**15.250**	**135.000**

[167] Zur Erreichung des guten Umweltzustandes, d.h. Zurückführung der Nährstoffkonzentration auf festgelegte Zielwerte (Referenzbedingungen plus zulässige Abweichung)..

Eine Überarbeitung der im Zuge des Ostseeaktionsplans beschlossenen Eintragsziele auf der Grundlage neuerer Erkenntnisse und Daten ist für den Herbst 2013 vorgesehen. Der aktuelle Stand des Wissens mit Daten bis zum Jahr 2008 ist im „PLC-5"-Bericht (HELCOM, 2011) zusammengestellt und in Tabelle 46 aufgeführt. Für Deutschland sind besonders die Subregionen „Zentrale Ostsee (Baltic Proper)" und „Dänische Meerengen (Danish Straits)" von Bedeutung. Die Eintragsmengen aus Deutschland im Zeitraum 2004-2008 in beide Einzugsgebiete sind im Vergleich zum Zeitraum 1997-2003 fast gleich geblieben (1997-2003: 20.243 t N und 539 t P; 2004-2008: 20.083 t N und 478 t P).

Tabelle 46: Nährstoffeinträge in die Ostsee gesamt und aus deutschen Einzugsgebieten 2004 – 2008 (HELCOM 2012)

Nährstoff	**Eintragsmengen in die Ostsee (Tonnen)**				
	2004	**2005**	**2006**	**2007**	**2008**
Stickstoff	729.846	665.945	704.296	734.413	688.484
Davon aus deutschen Einzugsgebieten	*20.080*	*21.511*	*19.329*	*18.186*	*21.308*
Phosphor	36.295	32.915	32.599	28.687	30.311
Davon aus deutschen Einzugsgebieten	*476*	*439*	*535*	*495*	*445*

VI.2.1 Ursachen für den erhöhten Eintrag von Nährstoffen und deren Eintragspfade

Neben natürlichen Prozessen ist vor allem durch die intensive landwirtschaftliche Nutzung und andere menschliche Aktivitäten (Industrie, Siedlungen etc.) und den damit verbundenen Prozessen (Erosion, atmosphärische Deposition etc.) der Nährstoffeintrag stark angestiegen. Dabei wird zwischen diffusen und punktuellen Quellen unterschieden. Bei den Stickstoffeinträgen ist der diffuse Eintrag vorherrschend; so gelangen Stickstoffverbindungen, vorwiegend aus der Landwirtschaft (Düngemitteleinsatz), über Drainagen, Oberflächenabfluss und Grundwasser in das betrachtete Gewässer (See, Fluss, Meer). Daneben werden sie über atmosphärische Deposition, Erosionsprozesse sowie aus urbanen Gebieten und Punktquellen eingetragen (illustriert in Abbildung 17). Bei Phosphor stellen, wie Abbildung 17 verdeutlicht, seit dem letzten Jahrzehnt Punktquellen (z.B. Kläranlagen) neben Erosion und Eintrag über das Grundwasser die wichtigsten Eintragspfade dar. Der Phosphoreintrag über Punktquellen in die deutsche Ostsee konnte im Laufe der Zeit stark vermindert werden.

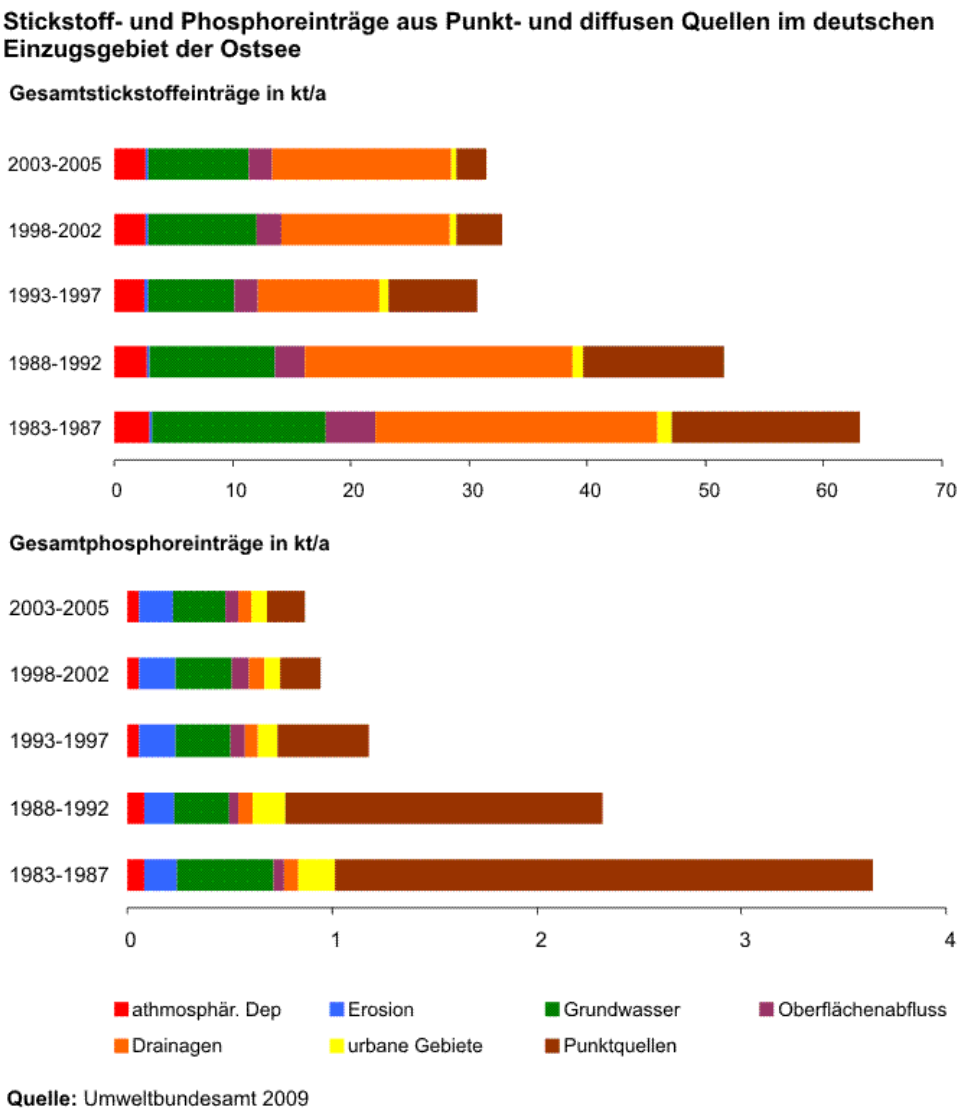


Abbildung 17: Stickstoff- und Phosphoreinträge aus Punkt- und diffusen Quellen im deutschen Einzugsgebiet der Ostsee

Quelle: UBA 2009

Stickstoffeinträge in Oberflächengewässer kommen überwiegend aus der Landwirtschaft (62%). 18% der Einträge entstammen Punktquellen wie Kläranlagen (UBA 2011), deren Minderungspotentiale allerdings bereits weitgehend ausgeschöpft sind (BMU 2011a). Dazu hat auch die Umsetzung der EU-Richtlinie 98/15/EG (bzw. ihres Vorläufers 91/271/EWG) zur kommunalen Abwasserbehandlung beigetragen, in deren Anhang eine Mindestminderung von P und N vorgeschrieben wurde. Die Mindestminderungen der Einleitungen aus kommunalen Abwasserbehandlungen betrugen für Phosphor insgesamt 80% und für Stickstoff insgesamt zwischen 70-80% (s. Anhang zu Richtlinie 98/15/EG).

Die Gesamtstickstoffzufuhr aus Erosion, Grundwasser, Oberflächenabfluss und Drainagen betrug im Zeitraum 1998-2005 in den deutschen Flussgebietseinheiten der Ostsee im Mittel 25-28kt/a (Warnow/Peene, Schlei/Trave und Oder, illustriert in Abbildung 18).

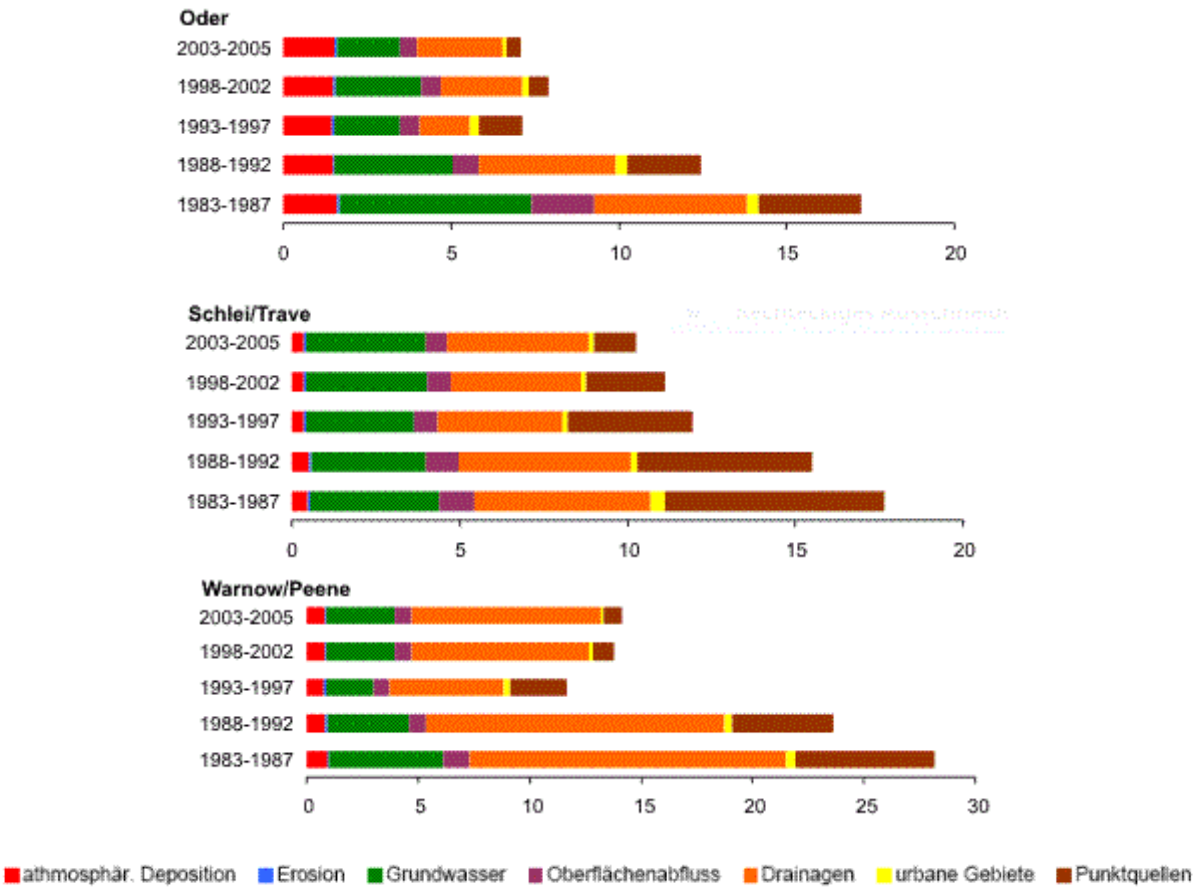
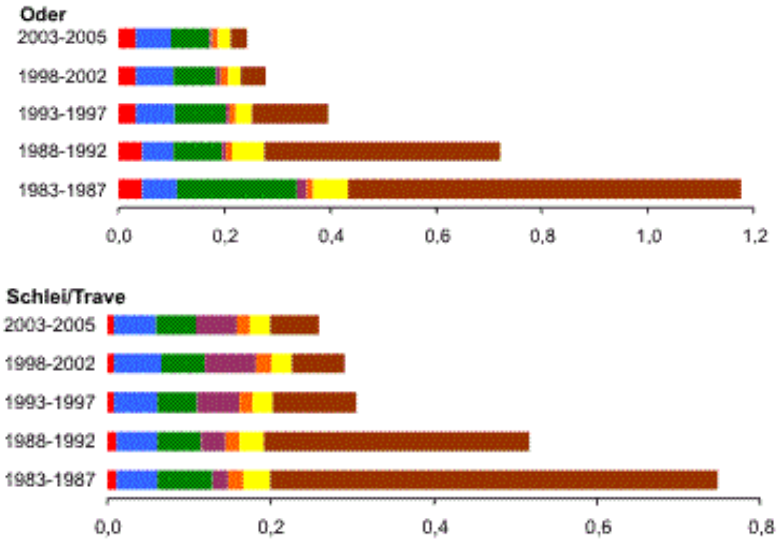


Abbildung 18: Stickstoffeinträge in die Flussgebietseinheiten Deutschlands, in kt/a

Quelle: UBA 2010

Die Gesamtphosphorzufuhr aus Erosion, Grundwasser, Oberflächenabfluss und Drainagen betrug im Zeitraum 1998-2005 im Mittel 0,61-0,64 kt/a in den deutschen Flussgebietseinheiten der Ostsee (Warnow/Peene, Schlei/Trave und Oder, illustriert in Abbildung 19).



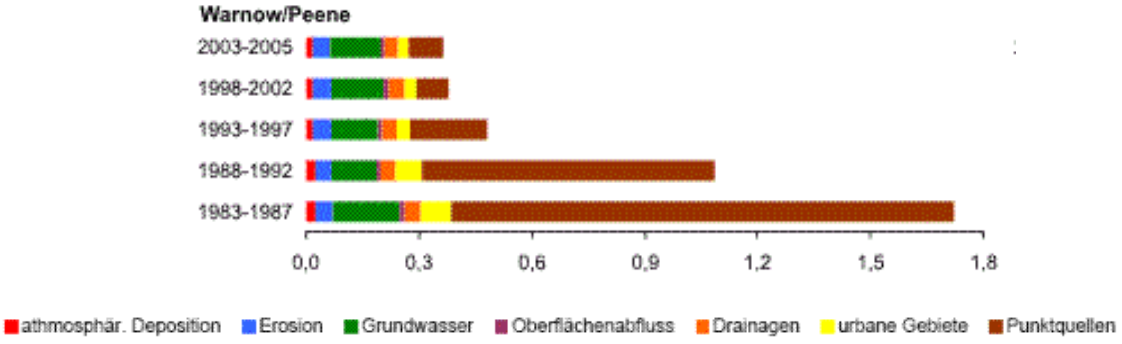


Abbildung 19: Phosphoreinträge in die Flussgebietseinheiten Deutschlands

Quelle: UBA 2010

Die Nährstoffeinträge, die über deutsche Zuflüsse in die Ostsee gelangen, sind je nach Niederschlagsaufkommen Schwankungen unterworfen. Für Phosphor zeigen sie seit den letzten 15 Jahren eine Tendenz zur Reduktion. Für Stickstoff ist ein abnehmender Trend hier nicht so zu erkennen. Im Zeitraum 1988 bis 2006 lagen die Einträge von Nährstoffen in die Flussgebietseinheiten Deutschlands zwischen knapp 10.000 und 40.000 t/a für Gesamtstickstoff (Ntotal) und ca. 300 bis 1.100 t/a für Gesamtphosphor. 2004 bis 2006 lagen sie im Mittel bei 16.146 t Ntotal und 400 t Ptotal jährlich.

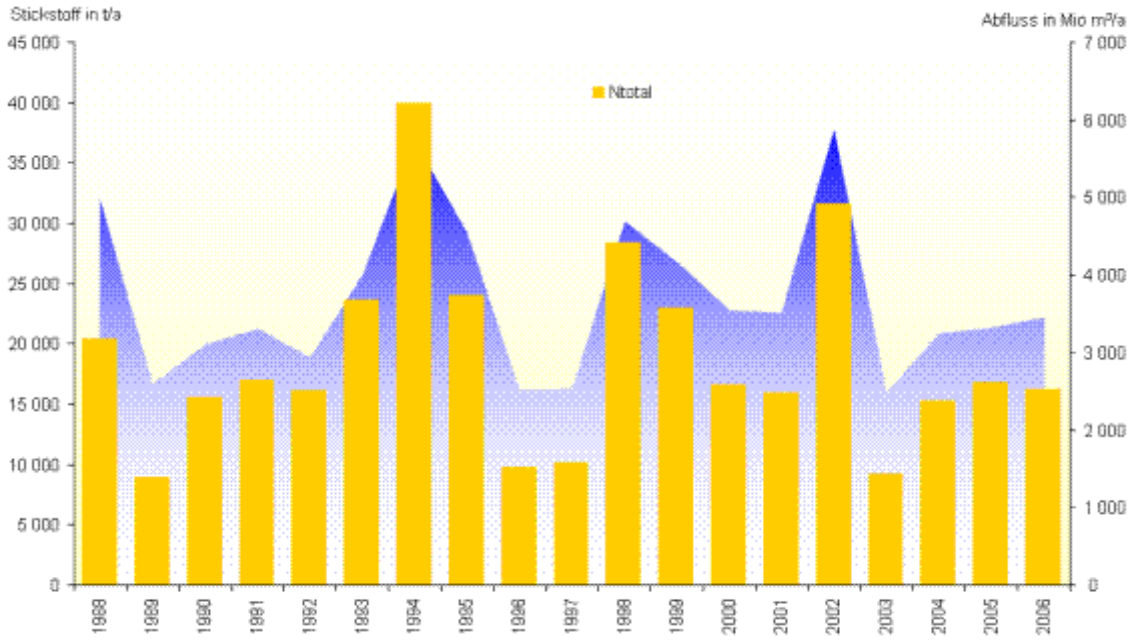


Abbildung 20: Gesamtstickstoffeinträge (Ntotal) der deutschen Ostseezuflüsse

Quelle: UBA 2009

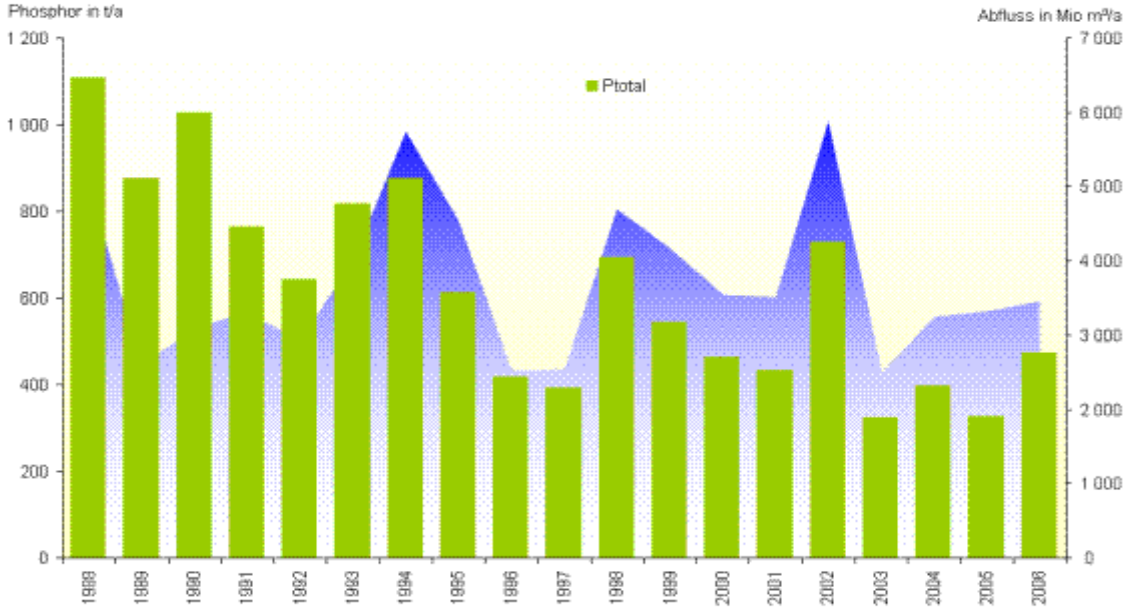


Abbildung 21: Gesamtphosphoreinträge (Ptotal) der deutschen Ostseezuflüsse

Quelle: UBA 2009

VI.2.2 Folgen der Eutrophierung

Die Folgen von Eutrophierung im Meer und den Küstengebieten können sehr vielseitig sein. Dazu zählen u.a. verstärktes Algenwachstum (Algenblüten), Veränderungen der Artenzusammensetzung und unter Umständen auch Sauerstoffmangel (Hypoxie), der wiederum zum Massensterben von benthisch lebenden Wirbellosen bis hin zu Fischen führen kann. Daneben führt das verstärkte Algenwachstum zu einer verringerten Sichttiefe, was die Lichtverfügbarkeit in der Tiefe verringert und so zur Einschränkung des Lebensraumes von Makrophyten führt (vgl. auch BLMP AG WRRL, 2007).

Eine Reduzierung der Eutrophierung kann allerdings ambivalente Auswirkungen auf die Bestände von Fischen und anderen Lebewesen haben. Einerseits kann sich die erhöhte Sauerstoffkonzentration im Wasser positiv auf Populationen von Grundfischen (z.B. Dorsch) auswirken, andererseits kann sich die geringere Produktion planktischer Mikroalgen negativ auf die Herings- und Sprottenpopulationen auswirken, da diese sich von Plankton ernähren. Die Verringerung der Eutrophierung könnte also durch die Veränderung der Artengemeinschaft in der Ostsee zu negativen Effekten bei einzelnen Fischereien führen (z.B. Hering und Sprotten). Insgesamt kann aber davon ausgegangen werden, dass weniger Nitrat und Phosphat in den Gewässern potentiell positiven Einfluss auf Bestände von Fischen und auf das Gesamtökosystem der Ostsee hat (Bertram et al., 2012 - Projektmodul 3a/3b).

VI.2.3 Besonderheiten der Belastung Eutrophierung

Generell ist festzuhalten, dass Nährstoffeinträge und die damit verbundene Nährstoffanreicherung in Gewässern natürlichen Ursprungs sein können, jedoch durch menschliche Aktivitäten vielfach verstärkt wurden und Eutrophierung damit zu einem Problem geworden ist. Im Gegensatz dazu kann z. B. Abfall direkt anthropogenen

Aktivitäten zugeordnet werden. Dieser Punkt unterscheidet die beiden Fallstudien wesentlich voneinander.

Einige Besonderheiten bei Eutrophierung sind deshalb:

a) Die Schwierigkeit zu ermitteln, welche natürlichen/anthropogenen Größen dem aktuellen Zustand zuzuordnen sind.

b) Die Berücksichtigung des gesamten komplexen Nährstoffkreislaufes, welcher stark beeinflusst wird von variierenden Parametern wie Niederschlagsmenge, Bodenbeschaffenheit, Vegetationszeit etc.

c) Ein natürliches System unterliegt Schwankungen und kann auf Veränderungen auch reagieren. Allerdings kann beim Überschreiten eines Schwellenwertes ein Kollaps des Ökosystems eintreten; es reagiert somit nicht linear auf Veränderungen, was eine Prognose, wann diese Schwelle erreicht wird, stark erschwert.

d) Dies alles macht eine Modellierung schwierig, da zum einen viele Daten benötigt werden und auch viele Annahmen getroffen werden müssen. Ein erster Schritt einer Modellierung kann dabei eine grobe Bilanzierung mit gemittelten Werten sein, um eine Größenordnung zu erlangen (ein Beispiel dazu findet sich im Anhang).

VI.2.4 Auswirkungen von Eutrophierung auf Wirtschaftssektoren

Neben den schon aufgeführten Auswirkungen der Eutrophierung auf das Ökosystem Meer/Küste, hat Eutrophierung auch Auswirkungen auf unterschiedliche Wirtschaftssektoren, die sehr vielfältig sein können. Beispielsweise kann Sauerstoffmangel lokal zu Fischsterben führen (s. o.) bzw. Fischpopulationen negativ beeinflussen und somit Auswirkungen auf die Fischerei, die Sportangelei sowie auf Aquakulturen haben. Dies hat darüber hinaus Auswirkungen auf nachgelagerte (regionale) Unternehmen in Verarbeitung, Verpackung, Vertrieb, Großhandel, Einzelhandel und Gastronomie. Zudem kann es durch Eutrophierung zu Algenblüten, Schaumbildung und Wassertrübung kommen, die wiederum negative Folgen für Erholung und Tourismus haben können. Auch hier ergeben sich nachgelagerte Effekte auf lokale und regionale Zulieferer-Unternehmen (Nahrungsmittel, Hotelausstattung, Sportgeräte) sowie auf Unternehmen des Baugewerbes oder des Transportes.

Wird der Eintrag von Nährstoffen und damit die Eutrophierung reduziert, kann sich das indirekt wiederum negativ auf die Einkünfte aus der Landwirtschaft, die gleichzeitig aber auch ein Verursacher der Eutrophierung ist, auswirken durch hohe Maßnahmenkosten und sinkende Erträge. Es handelt sich hierbei um negative Nutzenänderungen (s. nächstes Kapitel) von Maßnahmen (gegen die Eutrophierung) und nicht um eine direkte Folge der Eutrophierung selbst. Weitere negative Effekte ergeben sich für die Betreiber von Kläranlagen und die Düngemittelindustrie (Bertram et al., 2012 - Projektmodul 3a/3b).

VI.3 Vorgehen in der Fallstudie „Eutrophierung“

VI.3.1 Herleitung betroffener Sektoren und Nutzenkategorien (Mengengerüst)

Ein geringerer Eintrag von Nährstoffen und organischem Material führt zunächst zu geringeren Nährstoffkonzentrationen in der Wassersäule. Dies hat folgende **Effekte**:

- verringerte Produktion von Phytoplankton, verringerte Verschiebungen in der Planktonartengemeinschaft und geringeres Wachstum von kurzlebigen opportunistischen Makroalgen;
- verbesserte Transparenz des Wassers und eine Erholung von reduzierten Seegras- und Makrophytenbeständen;
- bessere Sauerstoffsättigung im grundnahen bzw. Tiefenwasser und geringere Produktion von Schwefelwasserstoff (H_2S);
- geringere Verschlickung des Sediments und
- verringerte Wahrscheinlichkeit des Auftretens toxischer Algenblüten.

Eine Reduzierung der Eutrophierung kann Auswirkungen auf folgende sozio-ökonomische Bereiche und Nutzenkategorien haben:

- Durch die Erhöhung der Fischbestände ergeben sich für die **kommerzielle Fischerei und die Sportangelei** potentiell positive Effekte auf die **direkten konsumtiven Gebrauchswerte**;
- Positive Veränderungen der **direkten nicht-konsumtiven Gebrauchswerte** resultieren aus einem höheren **Erholung**swert sowie mehr **Tourismus** durch verbesserte Sauberkeit (weniger Schaumbildung) an Stränden und Marinas;
- Erhöhte **indirekte Gebrauchswerte** ergeben sich durch eine Reduzierung der Gesundheitsrisiken für den Menschen durch toxische Algenblüten und H_2S;
- Positive Veränderungen der **Nicht-Gebrauchs- und Optionswerte** ergeben sich durch die Unterstützung der zukünftigen Existenz des Ökosystems, da weniger Beeinträchtigungen der Artenzusammensetzung vorliegen (Optionswert). Nicht-Gebrauchswerte umfassen Existenzwerte, Vererbungswerte und altruistische Werte. Diese ergeben sich zum einen durch das Wissen um die (fortdauernde) Existenz einzelner Arten, aber auch aufgrund der (fortdauernden) Existenz eines nicht oder möglichst wenig gestörten Ökosystems.

Eine zusammenfassende Darstellung der betroffenen Nutzenkategorien findet sich in Tabelle 47. Eine detaillierte Beschreibung ist in Bertram et al., 2012 - Projektmodul 3a/3b zu finden.

Tabelle 47: Nutzen einer Reduzierung der Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material.

	Gebrauchswerte				Nicht-Gebrauchswerte		
Komponenten des TEV	Direkter Gebrauchswert (konsumtiv)	Direkter Gebrauchswert (nicht konsumtiv)	Indirekter Gebrauchswert	Optionswert	Existenzwert	Altruistischer Wert	Vererbungswert
Sektor	Fischerei Sportangeln	Tourismus Erholung	Gesundheit	Fischerei Sportangeln Aquakultur[168] Tourismus Erholung Gesundheit Gesellschaft	Gesellschaft		

Negative Nutzenänderungen können in folgenden Sektoren auftreten:[169]

- Landwirtschaft (gleichzeitig auch Verursacher der Eutrophierung)
- Industrie (inkl. kommunale Kläranlagen)

Sekundäreffekte[170] (regional) sind zudem in den folgenden Sektoren zu erwarten:

- Eine Erholung der Fischbestände hat potentiell positive Effekte auf nachgelagerte Unternehmen in der Region (Verarbeitung, Verpackung, Vertrieb, Großhandel, Einzelhandel, Gastronomie)
- Erhöhte Tourismus- und Freizeitaktivitäten haben potentiell positive Effekte auf lokale und regionale Zulieferer-Unternehmen (Nahrungsmittel, Hotelausstattung, Sportgeräte) sowie im Bereich des Baugewerbes oder des Transportes.

[168] In der Kieler Förde befindet sich eine Muschelkultur im Aufbau, Aquakulturbetreiber können also einen zukünftigen Optionsnutzen haben.

[169] Die folgende Auflistung basiert auf Marggraf et al., 2011. Dort werden Auswirkungen der Meeresnutzung beschrieben.

[170] Bei der Betrachtung von Sekundäreffekten sei darauf hingewiesen, dass es sich um eine nicht-erschöpfende, partielle Betrachtung handelt. Das bedeutet, dass einerseits auch weitere Bereiche negativ oder positiv beeinflusst werden können, und dass andererseits zwar negative Effekte auftreten können (z.B. durch Betriebsschließungen und Arbeitsplatzverluste), damit aber nicht unbedingt ein Rückgang des volkswirtschaftlichen Gesamtnutzens einhergeht - es handelt sich bei den in diesem Bericht beschriebenen Sekundäreffekten also um regional-ökonomische oder sektorspezifische Effekte, aber nicht notwendigerweise um gesamtgesellschaftliche Wohlfahrtseffekte (Bertram/Kugler/Rehdanz et al. 2012).

VI.3.2 Auswahl relevanter Wirkungspfade

Mit Hilfe von „Wirkungspfaden“ werden die Auswirkungen von Stressoren von ihrer Umwelteinwirkung (z.B. Eintrag von N) über ihre Umweltauswirkung (z.B. Habitatverluste, Verringerung der Sichttiefe) hin zu den betroffenen Nutzenkategorien (z.B. Gesellschaft, Erholung) untersucht.

- Anreicherung des Wassers mit Stickstoff- und Phosphorverbindungen → Biodiversitätsveränderungen → Veränderung des Nutzens für
    - Fischerei und Sportangeln
    - die Gesellschaft
- Anreicherung des Wassers mit Stickstoff- und Phosphorverbindungen → geringere Transparenz des Wassers, Bildung von Schaum durch Algenblüten → Veränderung des Nutzens für Erholung, Tourismus
- Anreicherung des Wassers mit Stickstoff- und Phosphorverbindungen → Bildung toxischer Algenblüten → Veränderung des Nutzens für die Gesundheit

Alle Wirkungspfade werden als **relevant** erachtet, müssen also in die Bewertung mit einbezogen werden.

In Kapitel 2.3 wurden die Besonderheiten, die eine Bewertung der Belastung Eutrophierung komplex werden lässt, beschrieben (z.T. unbekannte natürliche/anthropogene Ausgangsgrößen; starke Beeinflussung des Nährstoffkreislaufes durch Niederschlagsmenge, Bodenbeschaffenheit, Vegetationszeit etc.; Schwellenwerte und Nichtlinearitäten des Ökosystems). Eine Modellierung der Wirkungspfade ist aus diesen Gründen schwierig und benötigt neben einer großen Menge an Modellen und Daten auch viele Annahmen. Als Instrumentarium zur überschlägigen Wirkungs- und Nutzenabschätzung einer Maßnahme wird daher im Anhang in Kapitel 7 eine grobe Bilanzierung mit gemittelten Werten aufgezeigt.

VI.3.3 Auswahl und Beschreibung von Modellen und Methoden zur Herleitung von Nutzen

Die Folgen der Eutrophierung sind durch eine Vielzahl von monetären Bewertungsstudien untersucht worden, die hauptsächlich im Ostseeraum durchgeführt wurden (eine Darstellung des aktuellen Standes findet sich in Bertram und Rehdanz (2012). Im Nordseeraum gibt es noch großen Forschungsbedarf (auch auf Grund der komplexeren naturräumlichen Gegebenheiten), was sich in der geringen Anzahl verfügbarer Studien widerspiegelt.

Die betroffenen Sektoren bzw. Nutzenkategorien, die als relevant identifiziert wurden, werden, soweit möglich, mit monetären Werten hinterlegt. Monetäre Werte lassen sich dabei durch drei verschiedene Ansätze ermitteln:

a) Marktpreise oder Zahlungsbereitschaftsstudien für die deutsche Nord- und Ostsee,

b) Studien für andere Gebiete, die über benefit transfer auf deutsche Verhältnisse übertragen werden,

c) Vermeidungs- oder Wiederherstellungskosten

Sollte keine der oben genannten Ansätze zu monetären Werten führen, erfolgt eine qualitative Beschreibung.

Für die Monetarisierung wird für die Fischerei eine qualitative Beschreibung verwendet, da keine Bewertungsstudien vorliegen. Für alle anderen Nutzenkategorien können die Ansätze a) und b) verfolgt werden, z.T. ist es möglich, einen Zusammenhang zur Reduktion der Belastung herzustellen.

Den oben beschriebenen Belastungsreduzierungen und den sich daraus ergebenden Nutzen wurden in (Bertram et al., 2012 - Projektmodul 3a/3b), soweit vorhanden, monetären Werte zugeordnet. Eine ausführliche Beschreibung der einzelnen Studien sowie eine Erläuterung der verwendeten Methoden zur Anpassung des Einkommens- und Preisniveaus sind ebenfalls in diesem Bericht zu finden. Dort wurden in einem weiteren Schritt, wenn möglich, diese monetären Werte - Zahlungsbereitschaften etc. - in einen Zusammenhang zu der betrachteten Belastung (z.B. Eutrophierung) gebracht. Auf eine Darstellung der Einzelergebnisse und der verwendeten Literaturquellen wird an dieser Stelle verzichtet, diese sind in Bertram et al., 2012 (Projektmodul 3a/3b) aufgeführt. Stattdessen erfolgt eine Zusammenfassung der Einzelergebnisse in Tabelle 48.

Bei den (Wirtschafts-)Sektoren Fischerei, Sportangeln, Tourismus und Gesundheit gab es zwar monetäre Werte, diese konnten allerdings nicht in Zusammenhang zu Eutrophierung gebracht werden. Zum einen sind Wirkungszusammenhänge zwischen dem Ökosystem Meer, der menschlichen Gesundheit und einer Reduktion der Nährstoffeinträge noch nicht ausreichend erforscht, um sie im Rahmen dieses Projekts verwenden zu können. Zum anderen fehlten in den monetären Studien zum Thema Tourismus hinreichende Angaben zu den verwendeten Szenarien oder Rahmenannahmen.

Tabelle 48: Zusammenfassung: Ergebniswerte einer Reduzierung der Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material (entnommen aus Bertram et al., 2012 - Projektmodul 3a/3b)

TEV-Komponenten	Sektoren	Durchschnittliche Ergebniswerte [EUR_{2010}]
Direkte Gebrauchswerte (konsumtiv)	Fischerei	Zusammenhang zur Belastungsreduktion unklar
	Sportangeln	Zusammenhang zur Belastungsreduktion unklar
	Erholung[171]	0,1 – 1,9/Besucher*Jahr und *mg N/m^3 vermieden 0,009-0,002/Person*a und t N-Eintrag/a reduziert 0,003-0,002 pro Haushalt und Jahr und t N-Eintrag vermieden
	Tourismus[172]	Zusammenhang zur Belastungsreduktion unklar
Indirekte Gebrauchswerte	Gesundheit	Zusammenhang zur Belastungsreduktion unklar
Optionswerte		0,001-0,0004 pro Haushalt und Jahr und t N-Eintrag vermieden
Nicht- Gebrauchswerte		$1,3*10^{-5}$ -$9,6*10^{-6}$ pro Haushalt und Jahr und t N-Eintrag vermieden

Die ausgewerteten Zahlungsbereitschaftsstudien erhoben keine explizite Präferenz der Befragten für Gebrauchsnutzen wie Erholung und Nichtgebrauchs- oder Optionsnutzen. In der im Rahmen des Projekts verwendeten Methodik des „Total Economic Value“ und der damit verbundenen detaillierten Betrachtung einzelner Nutzenkategorien wurde jedoch eine solche Aufteilung vorgenommen. Aufgrund von Angaben zum Nutzungsverhalten der Ostsee basierend auf der Zahlungsbereitschaftsstudie von Meyerhoff und Angeli (2011) war es möglich, eine Aufsplittung der Werte in Erholungsnutzen, Optionsnutzen und Nichtgebrauchsnutzen vorzunehmen. Die genaue Vorgehensweise ist in den nachfolgenden Kapiteln 4.2.1, 4.4 und 4.5 beschrieben, die Ergebnisse sind in Tabelle 48 dargestellt.

[171] Der Sektor Erholung umfasst Besucher (Einheimische und Ortsfremde), die für maximal einen Tag an den Erholungsort kommen.

[172] Der Sektor Tourismus umfasst Urlauber, die für mindestens eine Nacht am Urlaubsort bleiben.

VI.3.4 Auswahl und Beschreibung des Maßnahmenbündels

Minderungsziele

Die Helsinki-Kommission zum Schutz der Ostsee (HELCOM) verabschiedete 2007 den Ostsee-Aktionsplan (Baltic Sea Action Plan BSAP). Dieser initiiert konkrete Maßnahmen zum Schutz der Meeresumwelt. Mit seinen vier thematischen Schwerpunkten Eutrophierung, gefährliche Stoffe, Biodiversität und maritime Aktivitäten konzentriert er sich auf die wesentlichen Belastungen der Ostsee. Alle Eingriffe in das Ökosystem Ostsee werden zukünftig in ihrer Gesamtheit betrachtet, Maßnahmen auf der Grundlage ganzheitlicher Betrachtung ergriffen. Der Ostseeaktionsplan sieht für Deutschland folgende Reduktionen der Nährstoffeinträge vor (aufgeführt in Tabelle 49):

Tabelle 49: Nährstoffreduktionsziele im Rahmen des Ostseeaktionsplans (HELCOM 2007)

Staat	Phosphor [t]	Stickstoff [t]
Dänemark	16	17.210
Estland	220	900
Finnland	150	1.200
Deutschland	**240**	**5.620**
Lettland	300	2560
Litauen	880	11.750
Polen	8.760	62.400
Russische Föderation	2.500	6.970
Schweden	290	20.780
grenzüberschreitend	1.660	3.780

Maßnahmenauswahl

Bei der Auswahl der Maßnahmen sind über die Reduktionsbeschlüsse der Meeresschutzabkommen hinaus auch die Umweltziele der EG Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) für die Küstengewässer zu beachten. So ist eine Verschlechterung des Zustands zu verhindern und die Wasserkörper sind so zu bewirtschaften, dass bis 2015 ein „guter Zustand“ erreicht wird. Diesen Zielvorgaben folgend, haben die Bundesländer 2009 ihre Maßnahmenprogramme vorgelegt. Für die Einträge in die deutsche Ostsee sind vor allem die Flussgebietseinheiten Oder, Schlei/Trave und Warnow/Penne verantwortlich (s. o.).

Gemäß den Maßnahmenprogrammen (siehe Quellenverzeichnis) werden in den drei Flussgebieten zur Reduktion von diffusen Einträgen folgende Maßnahmen im Binnenland umgesetzt, bzw. ist deren Umsetzung geplant:

- Umsetzung der Nitratrichtlinie.
- Maßnahmen zur Reduzierung der direkten Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft (keine nähere Spezifizierung).
- Sonstige Maßnahmen zur Reduzierung der Nährstoff- und Feinmaterialeinträge durch Erosion und Abschwemmung aus der Landwirtschaft (keine nähere Spezifizierung).

- Maßnahmen zur Reduzierung der auswaschungsbedingten Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft (keine nähere Spezifizierung).
- Landwirtschaftliche Gewässerschutzberatung.
- Vertragliche Vereinbarungen zur
- Winterbegrünung.
- Anlage von Schonstreifen (landesweit in Schleswig-Holstein).
- effizienten Gülleausbringung (landesweit in Schleswig-Holstein).
- Förderprogramm zur Minderung von Bodenerosionen.
- Förderprogramm zur Erstaufstockung, angewendet auf stark hanggeneigten Flächen an Gewässern.
- Blühstreifenprogramm.
- Die vertraglichen Vereinbarungen sind eingebunden in das Agrar-Umweltprogramm der Länder.

Darüber hinaus sind Maßnahmen vorgesehen, die auf Nährstoffeinträge ausgerichtet sind, die von landwirtschaftlichen Flächen, aus Drainagen, dem Substrat, Grundwasser, Verkehr und Siedlungsgebieten direkt in die Küstengewässer gelangen und diese belasten. Hier sollen zunächst konzeptionelle Maßnahmen, die die jeweiligen Eintragspfade erneut qualitativ und quantitativ überprüfen, beauftragt werden.

Zur Reduktion von Punktquellen im Binnenland sind folgende Maßnahmen vorgesehen:

- Optimierung der Betriebsweise kommunaler Kläranlagen.
- Neubau und Anpassung von kommunalen Kläranlagen.
- Neubau und Anpassung von Anlagen zur Ableitung, Behandlung und zum Rückhalt von Misch- und Niederschlagswasser.
- Sonstige Maßnahmen zur Reduzierung der Stoffeinträge durch Misch- und Niederschlagswassereinleitungen.

Auf Länderebene sind durch die WRRL bereits Maßnahmenprogramme vorhanden, um die Einträge von Nährstoffen in die Ostsee auf ein verträgliches Maß zu reduzieren. Im Zuge eines ersten Szenarios (**Politikszenario)** wird hier angenommen dass zur Erreichung der im November 2007 verabschiedeten HELCOM-Ziele (Erreichung eines guten Umweltzustands der Ostsee bis 2021) die Maßnahmen umfassender als für die Erreichung der WRRL getroffen werden. Es wird angenommen, dass hierzu alle Maßnahmen zur Bekämpfung der diffusen Einträge über die Angaben in den Bewirtschaftungsplänen hinaus umgesetzt werden (größere Flächen, höhere Reduktionswerte). Stark vereinfachend wird von einer gleichmäßigen jährlichen Reduktion der Nährstoffeinträge ausgegangen.

In Abbildung 22 ist dies schematisch dargestellt. Im Mittel gelangten im Zeitraum 1997 – 2003 20.243 Tonnen Stickstoffeinträge in das Ostseeeinzugsgebiet (im Zeitraum 2004 – 2008 lagen die mittleren Stickstoffeinträge fast gleich hoch bei 20.083 Tonnen (HELCOM, 2011). Von diesem mittleren Eintrag wird vereinfachend als **Basisfall** ausgegangen. Über Modellierungen der Ostseesubregionen (dargestellt in Tabelle 45) wurden für Deutschland

umweltverträgliche Nährstoffeinträge im Sinne des Ostseeaktionsplans ermittelt von 5.337 t Stickstoff für die Zentrale Ostsee (Baltic Proper) und 9.463 t Stickstoff für die Dänischen Meerengen (Danish Straits).

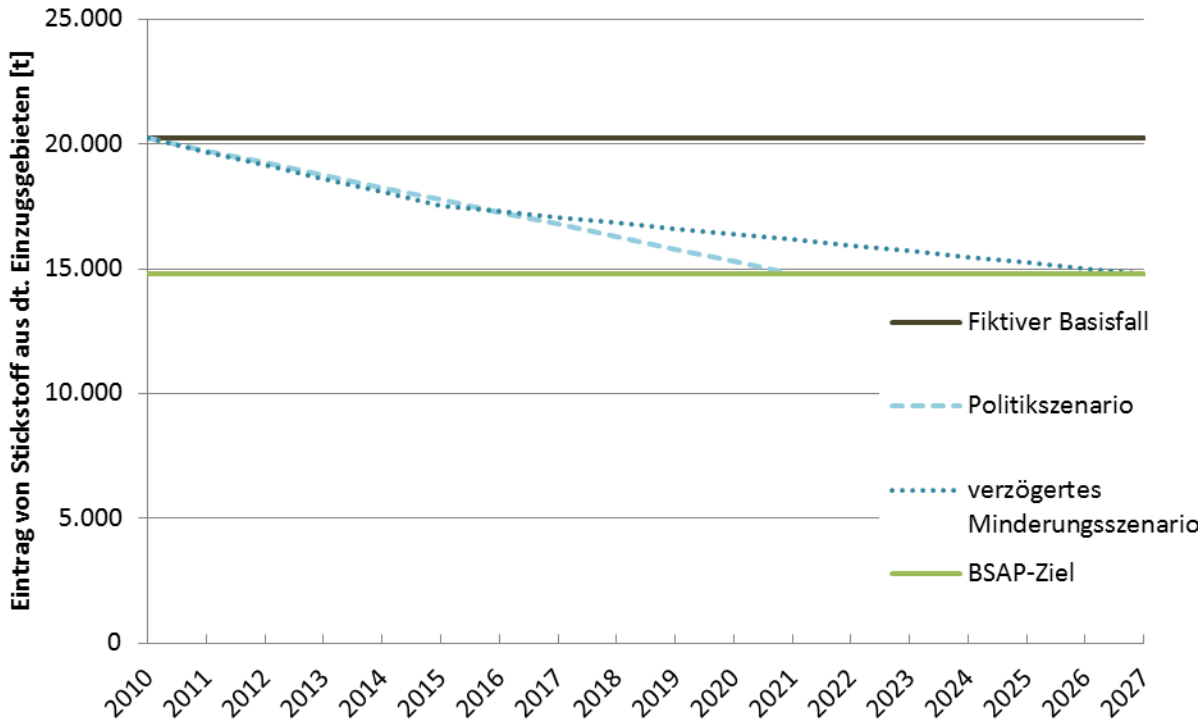


Abbildung 22: Fiktives Basisszenario, Politikszenario und verzögertes Minderungsszenario als Basis für die Herleitung der Nutzen einer reduzierten Eutrophierung

Trotz dieser umfangreichen Maßnahmenprogramme ist auf Grund der Erfahrungen bereits durchgeführter Nährstoffreduzierungsprogramme, wie z. B. dem HELCOM-Abkommen der Ostseeanrainer oder der Nährstoffreduzierungsprogramme im Abwasserbereich, nicht damit zu rechnen, dass die Ziele der WRRL im ersten Bewirtschaftungszeitraum erreicht werden. Für die Küstenwasserkörper bedarf es daher nach Artikel 4 (4) WRRL einer Fristverlängerung. Gründe hierfür sind neben natürlichen Gegebenheiten, wie erhöhten Nährstoffvorräten in den Böden und langsamen Fließgeschwindigkeiten im Grundwasser, auch fehlende Voraussetzungen für Maßnahmen (z.B. Flächenverfügbarkeit, fehlende Finanzierung, ordnungsrechtliche Voraussetzungen) zur Reduzierung diffuser Einträge aus dem Einzugsgebiet der Fließgewässer, die keine rechtzeitige Verbesserung des Zustandes des Wasserkörpers zulassen (Maßnahmenprogramm Schlei/Trave und Warnow Penne, 2009). Nach heutiger Abschätzung sind daher Maßnahmen zur Nährstoffreduzierung auch in den späteren Bewirtschaftungszeiträumen durchzuführen.

Daher wird hier in einem zweiten Szenario angenommen, dass die im November 2007 auf Ministerebene verabschiedeten Ziele (Verbesserung des Umweltzustandes der Ostsee und Erreichung eines guten Zustands bis zum Jahr 2021) der HELCOM nicht erreicht werden. Stattdessen werden in diesem **verzögerten Minderungsszenario** für die Herleitung des Nutzens folgende Annahmen getroffen (vgl. auch Tabelle 49):

- Erreichung einer 50% Reduktion der vereinbarten Nährstoffeinträge bis 2015 und Erreichung einer 100% Reduktion der vereinbarten Nährstoffeinträge bis 2027.

Analog zum oben beschriebenen Politikszenario wird hier angenommen, dass zur Erreichung alle oben genannten Maßnahmen der Maßnahmenprogramme als Bündel angewendet werden müssen.

VI.4 Herleitung der Nutzen des Maßnahmenbündels

Auf Basis der erarbeiteten monetären Werte aus Bertram et al., 2012 - Projektmodul 3a/3b und der 2 Reduktionsszenarien aus Abschnitt 3.4 werden für die einzelnen Nutzenkategorien und betroffenen Sektoren Nutzen berechnet und beschrieben. Eine zusammenfassende Darstellung findet sich am Ende des Abschnitts in Tabelle 51.

VI.4.1 Direkte, konsumtive Gebrauchswerte

VI.4.2 Fischerei

Eine Reduktion von Nährstoffeinträgen in die Ostsee kann ambivalente Auswirkungen auf Fischpopulationen haben: sie kann sich positiv auf die Populationen von Grundfischen (z.B. Dorsch) auswirken, evtl. aber auch negativ auf Herings- oder Sprottenpopulationen, da sich diese von Plankton ernähren (dessen Produktion sich bei Reduktion der Eutrophierung verringert). Insgesamt wird es jedoch vermutlich eher zu positiven Effekten auf das Gesamtökosystem und die Fischbestände der Ostsee kommen (Bertram et al., 2012 - Projektmodul 3a/3b). Davon profitiert wiederum die Fischerei durch eine höhere Nutzbarkeit der Fischbestände.

Neben diesen positiven qualitativen Nutzen wurde in Bertram et al., 2012 - Projektmodul 3a/3b zur Quantifizierung der Nutzen eine monetäre Studie von *Siitonen et al. (1992, auf Finnisch, entnommen aus SEPA (2008)*) ausgewertet (Ansatz b: siehe Abschnitt 3.3). In der Studie wurde ein monetärer Wert für den Gesamtnutzen für den Zeitraum 1980-1989 durch die Verringerung der Stickstoff- und Phosphoreinträge in Pietarsaari (Finnland) angegeben. Zur Monetarisierung der Nutzen einer verminderten Eutrophierung eignet sich die Studie jedoch nicht, da ein Bezug zur Belastung nicht hergestellt werden kann: eine detaillierte Beschreibung der zugrundeliegenden Daten und Informationen (besonders zu der Höhe der Einträge vor und nach der Minderung) ist nur auf Finnisch verfügbar.

Zur Quantifizierung der Nutzen einer verminderten Eutrophierung für die Fischerei können alternativ auch noch Schadenskosten[173] herangezogen werden (Kategorie c, Abschnitt 3.3).

Der Nutzen einer verminderten Eutrophierung ist für die Fischereiwirtschaft zwar mit den verfügbaren Informationen nicht quantifizierbar, qualitativ aber durchaus positiv feststellbar. Er wird daher in die Ergebnisbetrachtung am Ende des Kapitels mit aufgenommen.

VI.4.3 Sportangeln

Eine verminderte Eutrophierung kann, wie oben erwähnt, sowohl positive als auch negative Effekte auf verschiedene Fischpopulationen haben. Insgesamt ist aber auch hier

[173] Die Verwendung von Vermeidungskosten führt im Fall der Eutrophierung zwar zu einem Näherungswert für den Gesamtnutzen, dieser lässt sich jedoch dann nicht einzelnen Nutzenkategorien (Fischerei, Sportangeln, Erholung etc.) zuordnen.

von einem positiven Nutzen für Fischbestände und Gesamtökosystem Ostsee auszugehen (Bertram et al., 2012 - Projektmodul 3a/3b). Sportangler werden durch eine Reduktion der Nährstoffeinträge einen positiven Nutzen erlangen, da sie dann größere Fischbestände zur Verfügung haben.

Neben diesen positiven qualitativen Nutzen wurden in Bertram et al., 2012 - Projektmodul 3a/3b zur Quantifizierung der Nutzen vier Studien ausgewertet (*Toivonen et al. (2004), Vesterinen et al. (2010), Olsson (2004)* und *Eggert und Olsson (2003)*, jeweils Ansatz b, siehe Abschnitt 3.4). Die Studien ermittelten Zahlungsbereitschaften von Sportanglern zur Verbesserung des Fischbestandes, bspw. des Bestandes an Dorsch. Diese Veränderung wird allerdings in allen Studien nur qualitativ beschrieben (bspw. „vom niedrigsten zum besten Niveau"). Darüber hinaus sind ökosystemare Wirkungszusammenhänge noch unzureichend erforscht (z.B. der Zusammenhang N/P-Niveau und Dorschpopulation). Zur Monetarisierung der Nutzen einer verminderten Eutrophierung eignen sich diese Studien folglich nicht, da ein Bezug zur Reduktion der Belastung Eutrophierung auf Basis der Studien nicht herstellbar ist.

Zur Quantifizierung der Nutzen einer verminderten Eutrophierung für Sportangler können alternativ auch noch Schadenskosten herangezogen werden (Kategorie c, Abschnitt 3.3).

Der Nutzen einer Verminderung der Eutrophierung in der Ostsee ist für Sportangler zwar auf Grundlage der vorhandenen Informationen nicht quantifizierbar, qualitativ aber durchaus positiv feststellbar. Er wird daher in die Ergebnisbetrachtung am Ende des Kapitels mit aufgenommen.

VI.4.4 Direkte, nicht-konsumtive Gebrauchswerte

Erholung

Eine Reduktion von Nährstoffeinträgen in die Ostsee führt u. a. zu einer Verringerung des Algenwachstums und zu einer Verbesserung der Sauerstoffsättigung des Wassers. Besucher, die das Meer zu Freizeitzwecken aufsuchen, um baden oder schnorcheln zu gehen oder sich am Strand aufzuhalten, haben dadurch einen positiven Nutzen durch eine erhöhte Wasserklarheit und durch eine verbesserte Sauberkeit an Stränden und Marinas, da es hier zu weniger Schaumbildung kommt (Bertram et al., 2012 - Projektmodul 3a/3b).

Die Minderung des Erholungsnutzens durch Eutrophierung ist darüber hinaus Gegenstand vieler monetärer Bewertungen, besonders Zahlungsbereitschaftsbefragungen.

Ausgewertet wurden in Bertram et al., 2012 - Projektmodul 3a/3b 12 Studien: *Ahtiainen (2009), Atkins und Burdon (2007), Franzén et al. (2006), Frykblom (1998), Kosenius (2010), Longo et al. (2007), Meyerhoff und Angeli (2012)*[174]*, Sandström (1996), Söderqvist und Scharin (2000), Vesterinen et al. (2010), Eggert und Olsson (2003)* und *Soutukorva (2005)*. Mit Ausnahme von einer Studie (*Longo et al. (2007)*) ließ sich für alle Studien ein

[174] Nach Abschluss des Projektmoduls erfolgte ein Update der Zahlungsbereitschaftswerte aus der Studie – die aktualisierten Werte werden im Rahmen dieser Fallstudie verwendet.

Zusammenhang zur Reduktion der Belastung mit **Stickstoff** zu den erhobenen monetären Werten herstellen. Solange dieser Zusammenhang zwischen einer Reduktion der Belastung des Meeres mit Stickstoff und der Zahlungsbereitschaft für eine dadurch erhöhten Erholungsnutzen nicht aus der Studie selbst entnommen werden konnte, wurde er über den Zusammenhang Nährstoffkonzentration und Sichttiefe in der Ostsee hergeleitet[175]. Drei Studien (*Meyerhoff und Angeli (2012), Franzén et al. (2006)* und *Kosenius (2010)*) enthielten bereits genügend Informationen, um einen Bezug der monetären Werte zur Änderung der Belastung Eutrophierung vornehmen zu können. Allerdings beziehen sich die Ergebnisse von *Kosenius (2010)* auf die Reduzierung der Eutrophierung im Golf von Finnland durch 1) eine Reduktion der Nährstoffeinträge in Russland, Estland und Finnland, 2) Reduktion der Einträge aus Abwasser aus St. Petersburg und 3) eine Minderung der N/P –Einträge aus Polen. Eine direkte Übertragung der Szenarien und ihrer Ergebnisse ist jedoch im Rahmen dieser Fallstudie nicht möglich, hier müsste zunächst eine Anpassung der Modellergebnisse auf deutsche Gegebenheiten erfolgen.

Ein Zusammenhang von monetären Werten zur Reduktion der Belastung mit **Phosphor** konnte basierend auf zwei Studien hergestellt werden (*Meyerhoff und Angeli (2012) und Frykblom (1998)*). In Frykblom (1998) wurde allerdings die Reduktion der Phosphoremissionen (und nicht der Phosphoreinträge) als Basis für die monetäre Bewertung der Nutzen herangezogen. Da sich das in Kapitel 3.4 vorgestellte Maßnahmenbündel auf die Minderung der Phosphoreinträge bezieht und der Pfad Emission – Eintrag ins Meer nichtlinear ist (s. a. die Beschreibung im Anhang), wird auf eine Verwendung der monetären Werte im Rahmen dieser Fallstudie verzichtet.

Die Aufteilung der Zahlungsbereitschaftswerte auf gleichzeitig **Stickstoff und Phosphor** ist nicht trivial. Hier muss entschieden werden, wie die Gewichtung der beiden Nährstoffe zu wählen ist - Frage: was trägt zu welchen Anteilen zur Eutrophierung bei? - und welcher Nährstoff der limitierende Faktor ist. Im Rahmen der Fallstudie wird zur Quantifizierung der Nutzen, um weitere große Unsicherheiten zu vermeiden, nur auf die Reduktion von **Stickstoff** Bezug genommen (solange nicht aus den Studien selbst Ergebnisse für beide Nährstoffe vorliegen).

Studien inklusive Bezug zur Belastungsreduktion

In *Meyerhoff und Angeli (2012)* wurden Nutzenwerte von 30,30 EUR_{2011} pro Haushalt und Jahr (Medianwerte) bzw. 48,24 EUR_{2011} (Mittelwert aus Intervallregression) für eine 100%ige Erreichung der Ziele des Ostseeaktionsplans ermittelt (Ansatz a, siehe Abschnitt

[175] Larsson (zitiert in Soutukorva, 2005) entwickelte für die Ostsee eine lineare Regression von Nährstoffkonzentration (N in mg/m^3) und Sichttiefe (S in Meter): $Log(S) = 4{,}274 - 1{,}4388\ (log(N))$. Die Regression gilt für den Sommer und für $200<N<750$. Ein Anstieg der Sichttiefe von einem Meter entspricht dann einer Reduktion der Stickstoffkonzentration von ca. 30%. Neuere Erkenntnisse zeigen jedoch, dass dieser Zusammenhang nicht immer linear ist. Mit zunehmender Sichttiefe kann es z.B. auch zu einer erhöhten Phytoplanktonbiomasseproduktion kommen, die in Folge wieder für eine abnehmende Sichttiefe sorgt. Da die vorliegende Fallstudie möglichst anwenderfreundlich bleiben soll, wird vereinfachend trotzdem mit der linearen Regression gearbeitet.

3.4). Anhand von Angaben zum Freizeitverhalten (82,9% der Befragten hatten die Ostsee mindestens einmal zu Freizeitzwecken besucht, 17,1% noch nie, und 2,1% der Befragten insgesamt schlossen einen zukünftigen Besuch aus) lassen sich die monetären Werte analog in Erholungsnutzen (dieses Kapitel), Optionswerte (s. Kapitel 4.4) und Nicht-Gebrauchswerte (s. Kapitel 4.5) aufteilen. Für die Bestimmung des Erholungsnutzens[176] wird folgendermaßen vorgegangen: multipliziert mit 82,9% und inflationsbereinigt ergeben sich Werte von 24,85 EUR_{2010}[177] pro Haushalt und Jahr als Medianwert für eine 100%ige Erreichung des Ostseeaktionsplans bzw. 39,56 EUR_{2010} pro Haushalt und Jahr als Mittelwert[178]. Hochgerechnet auf 40.301.000 Haushalte in Deutschland 2010 (Destatis 2012a) und analog zu der Analyse aus Meyerhoff & Angeli (2012), dass nur 36% der Haushalte tatsächlich zahlungsbereit sind, ergeben sich daraus Erholungsnutzen von rund 361 Mio. EUR_{2010} pro Jahr bzw. 574 Mio. EUR_{2010} pro Jahr, wenn die Mittelwerte der Zahlungsbereitschaft herangezogen werden. Pro Tonne ergeben sich daraus Erholungsnutzen von 66.231 EUR_{2010} pro Tonne vermiedenem N-Eintrag und Jahr (361/574 Mio. EUR_{2010}/a geteilt durch 5.443 t N-Eintrag, die zur Erreichung des Ziels insgesamt vermieden werden müssen, s.a. 22) bzw. 105.445 EUR_{2010} pro Tonne vermiedenem N-Eintrag und Jahr.

Im **Politikszenario** (Erreichung von 100% der Ziele des Ostseeaktionsplans durch lineare jährliche Reduktion der Einträge von Stickstoff bis 2021, s. Kapitel 3.4.2) sowie im **verzögerten Minderungsszenario** (s. Kapitel 3.4.2, 2010 – 2015: 50%ige Zielerreichung, 2016 – 2027: 100%ige Zielerreichung) errechnen sich daraus die in Abbildung 23 dargestellten Erholungsnutzen. Während im Politikszenario der maximale Nutzen von 361 Mio. EUR_{2010} bereits im Jahr 2021 erreicht wird, erreicht das verzögerte Minderungsszenario diesen erst im Jahr 2027[179].

[176] Ausgehend davon, dass die Befragten nur Gebrauchswerte meinen und nicht implizit auch Optionswerte und Nichtgebrauchswerte mit einbeziehen. Diese Annahme ist jedoch immer mit Unsicherheiten verbunden und sollte in weiteren Studien überprüft werden.

[177] Analog zu den gewählten Szenarien aus Kapitel 3.4.2 wurde 2010 als Ausgangsjahr für die Monetarisierung der Nutzen gewählt.

[178] Die Befragten gaben an, was sie bereit wären als jährlich wiederkehrende (Umwelt-)Steuer zu zahlen. Es wird davon ausgegangen, dass die monetären Werte somit inflationsbereinigte Annuitäten darstellen und keiner weiteren Diskontierung unterzogen werden müssen.

[179] Das Ende des Betrachtungszeitraums wurde hier zur Vereinfachung mit 2027 angesetzt, der Nutzen bleibt aber auch nach 2027 bestehen.

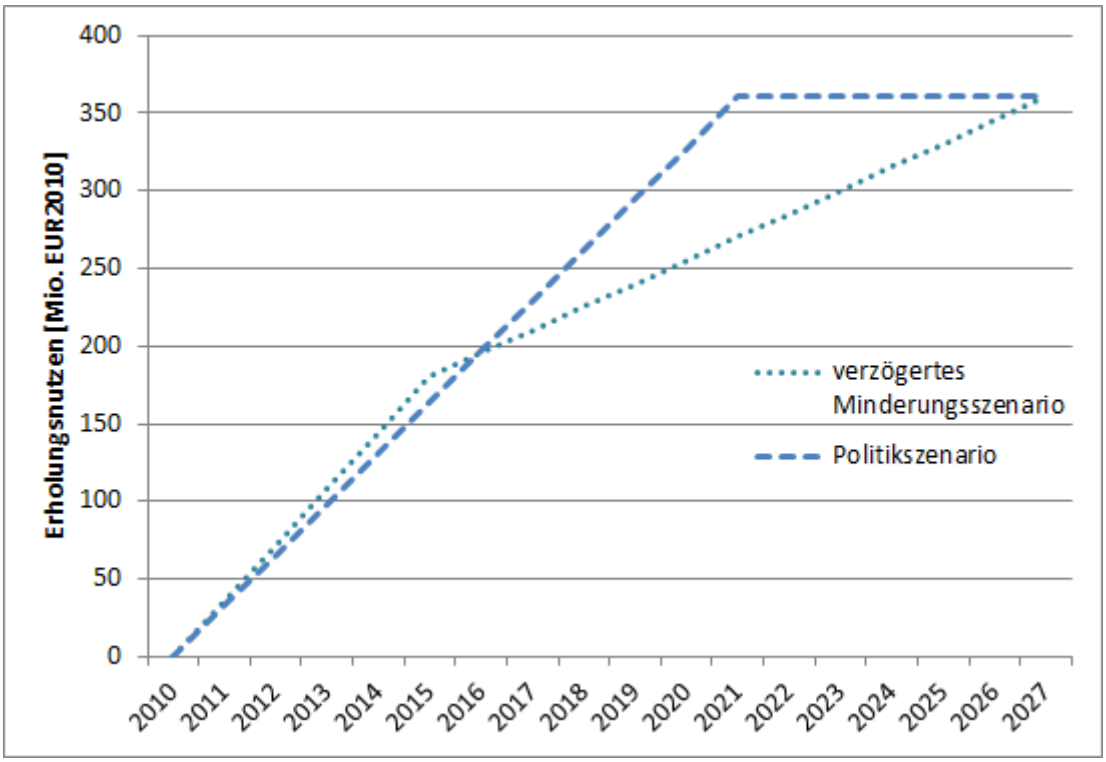


Abbildung 23: Erholungsnutzen basierend auf den Median-ZBA-Werten von (Meyerhoff & Angeli, 2012) im Politikszenario und im verzögerten Minderungsszenario

In einer Kosten-Nutzen Analyse müssten zusätzlich noch diejenigen Zeiträume betrachtet werden, in denen Maßnahmen eingesetzt werden (und damit Kosten verursachen) und in denen sie wirksam sind (und damit Nutzen verursachen). Diese Zeiträume sind nicht unbedingt gleich lang, bspw. kann ein Maßnahmenprogramm zur angepassten Düngung 5 Jahre lang laufen (=Kostenseite), aber 15 Jahre lang wirksam sein (=Nutzenseite).

Die Ergebniswerte der Studie von *Franzén et al. (2006)* reichen von 0,002 bis 0,009 EUR_{2010} pro Person und Jahr und reduzierter Tonne N-Eintrag[180]. *Meyerhoff und Angeli (2012)* ermittelten in ihrer Umfrage, dass 82,9% der Deutschen die Ostsee in der Vergangenheit mindestens einmal zu Freizeitzwecken besucht hat. Bei 30,0% der Befragten liegt der Besuch allerdings mehr als fünf Jahre zurück. Es wird daher angenommen, dass 52,9%[181] der Deutschen einen direkten Erholungsnutzen durch die Ostsee genießen, was im Jahr 2010 43.246.808 Personen entsprach (Destatis 2012b). Daraus ergeben sich Erholungsnutzen von 200.971 EUR_{2010}/Tonne und Jahr (hier gibt es keine Unterscheidung zwischen einer 50%igen und 100%igen Erreichung des Zielwerts). Der maximale Erholungsnutzen ist hier höher als derjenige, der sich aus (Meyerhoff & Angeli, 2012) ergibt, und liegt bei 1,1 Mrd. EUR_{2010} jährlich.

[180] Die Zahlungsbereitschaft basiert auf einer Metaanalyse. Auch hier wird davon ausgegangen, dass die monetären Werte inflationsbereinigte Annuitäten darstellen und keiner weiteren Diskontierung unterzogen werden müssen.

[181] Es wird angenommen, dass bei einem Ausflug, der länger als 5 Jahre zurückliegt, kein direkter Erholungsnutzen mehr vorherrscht. Der direkte Erholungsnutzen wird also nur für 70% der 82,9% angenommen.

Studien ohne Bezug zur Belastungsreduktion

Für alle anderen der neun oben erwähnten Studien wurde über die Ergebnisse einer Regressionsanalyse ein Zusammenhang von Sichttiefe (m) zu Stickstoffkonzentration (total N in mg/m^3) hergestellt. Während der Bearbeitung der Fallstudie stellte sich jedoch heraus, dass Konzentrationsdaten kein brauchbares Maß für die Bestimmung des Nutzens einer verminderten Eutrophierung sind: gemessene Konzentrationsdaten liegen oft nur für einen Teil des Stickstoffs (bspw. anorganisch gelöst) vor und stellen Punktdaten dar, Zielwerte sind hierfür oft nicht erhältlich und ihre Herleitung aus den politischen Zielen des Ostseeaktionsplans ohne Modelle nicht machbar. Da die Studien sich auf bestimmte Sichttiefen (-veränderungen) beziehen, wird daher auf die Originalwerte der Studien zurückgegriffen (eine Anpassung des Einkommens- und Preisniveaus erfolgt dennoch).

Im Zuge des HELCOM-Abkommens sind Daten zu heutigen Sichttiefen und Zielwerten (Referenzwerten) an der deutschen Ostseeküste verfügbar (illustriert in Tabelle 50).

Tabelle 50: Durchschnittliche Sichttiefe in der deutschen Ostsee 2003 – 2007 (Helcom 2012)

Gebiet	Status 2003_2007 [m]	Zielwert (Reference Condition) [m]	Akzeptierte Abweichung [%]	Differenz zu Zielwert [m]
Pomeranian Bight	4,9	8,5	25	1,5
Darss-Zingst out	4,7	9,7	25	2,6
Wismar Bight	3,5	9,7	25	3,8
Lübeck Bight	5,9	9,5	25	1,2
Fehmarn Belt	5,5	9,5	25	1,6
Kiel Bight SW	5,5	9,6	25	1,7
NW Kiel B.&Flen	6,2	9,7	25	1,1

Inklusive der akzeptierten Abweichung von 25% zum Referenzwert (und vorausgesetzt, dass dieser sich ergibt, wenn der Ostseeaktionsplan zu 100% erfüllt wird), **lassen sich aus den Werten Erhöhungen der Sichttiefe von 1,1 – 3,8 m errechnen, die erreicht werden müssten.**

Für eine **Erhöhung der Sichttiefe um einen Meter** können die Studien von *Söderqvist und Scharin (2000)*, *Soutukorva (2005)* und *Vesterinen et al. (2010)* verwendet werden, die diese Erhöhung als Grundlage für die Befragung genommen haben. *Söderqvist und Scharin (2000)* ermitteln einen Erholungsnutzen von 43 – 71 SEK_{1998} pro Besucher und Monat. Nach Anpassung des Einkommens- und Preisniveaus ergeben sich hieraus 5,7 – 9,4 EUR_{2010} pro Besucher und Monat. Werden 6 Monate im Jahr zugrunde gelegt, die zur Erholung am Meer genutzt werden, ergeben sich hieraus 34,2 – 56,5 EUR_{2010} pro Besucher im Jahr für die Verbesserung der Sichttiefe um einen Meter. Aus *Soutukorva (2005)* ergeben sich nach Anpassung des Einkommens- und Preisniveaus 12,8 – 65,8 EUR_{2010} pro

Besucher und Jahr und aus *Vesterinen et al. (2010)* 40 – 119,5 EUR_{2010} pro Besucher und Jahr (hier wird angenommen, dass die Besucher 5 Tage im Jahr am Strand verbringen[182]).

An der Ostseeküste Mecklenburg-Vorpommerns wurden im Jahr 2006 ca. 47 Mio. Tagesausflüge und Tagesgeschäftsreisen gezählt (Ministerium für Wirtschaft, Arbeit und Tourismus Mecklenburg-Vorpommern, 2010). An der Ostseeküste Schleswig-Holsteins wurden im Jahr 2006 51 Mio. Tagesausflüge gezählt, davon ca. 12% Tagesgeschäftsreisen (DWIF 2008). Werden nur private Tagesausflüge betrachtet, ergeben sich für das Jahr 2006 (aktuellere Zahlen liegen nicht frei verfügbar vor) 44,9 Mio. Tagesausflüge an die Ostseeküste Schleswig-Holsteins und 41,4 Mio. Tagesausflüge an die Ostseeküste Mecklenburg-Vorpommerns (hier wird der gleiche Anteil an Tagesgeschäftsreisen zu Grunde gelegt wie in Schleswig-Holstein). Weiterhin wird angenommen, dass ein Besucher 5 Tagesausflüge im Jahr an die Ostsee unternimmt und dass sich die Besucherzahlen 2010 im Vergleich zu 2006 nicht erhöht haben. Daraus errechnen sich insgesamt 17,3 Mio. Besucher im Jahr 2010 an der deutschen Ostseeküste. Wird diese Besucherzahl mit den im vorherigen Abschnitt genannten monetären Werten multipliziert, ergibt sich ein maximaler jährlicher Erholungsnutzen von 217 Mio. bis 2,1 Mrd. EUR_{2010}. Wird dieser Nutzen auf die akkumuliert zu mindernden Stickstoffeinträge bezogen (5.443 t N), errechnen sich 39.948- 378.663 EUR_{2010} pro vermiedener Tonne N-Eintrag.

Für eine **Erhöhung der Sichttiefe um 2,5-3 Meter** kann die Studie von *Atkins und Burdon (2007)* verwendet werden. Sie ermitteln einen Erholungsnutzen von 57 DKK_{2003} pro Besucher und Monat für eine Erhöhung der Sichttiefe um 2,5 - 3 m über 10 Jahre. Nach Anpassung des Einkommens- und Preisniveaus ergeben sich hieraus 77,2 EUR_{2010} pro Besucher und Monat. Werden 6 Monate im Jahr zugrunde gelegt, die zur Erholung am Meer genutzt werden, ergeben sich hieraus 463 EUR_{2010} pro Besucher im Jahr. Aus Tabelle 50 ist ersichtlich, dass nur zwei von sieben Gebieten eine solche Erhöhung der Sichttiefe benötigen, die Wismarer Bucht und das Gewässer um den Darß und Zingst. Als erste Näherung für die Besucheranzahlen in diesen Gebieten wird die gesamte Besucherzahl 2010 von 17,3 Mio. (s. o.) daher mit 2/7 multipliziert, es ergeben sich 4,9 Mio. Besucher. Multipliziert mit der Zahlungsbereitschaft ergibt sich für diese Gebiete ein maximaler jährlicher Erholungsnutzen von 2,3 Mrd. $EUR_{2010.}$ Wird dieser Nutzen auf die akkumuliert zu mindernden Stickstoffeinträge bezogen (5.443 t N), errechnen sich 419.281 EUR_{2010} pro vermiedener Tonne N-Eintrag.

Tourismus

Eine Reduktion von Nährstoffeinträgen in die Ostsee führt u. a. zu einer Verringerung des Algenwachstums und zu einer Verbesserung der Sauerstoffsättigung des Wassers. Touristen, die am Meer Urlaub machen, um baden oder schnorcheln zu gehen oder sich am Strand aufzuhalten, haben dadurch einen positiven Nutzen durch eine erhöhte Wasserklarheit und durch eine verbesserte Sauberkeit an Stränden und Marinas, da es hier zu weniger Schaumbildung kommt (Bertram et al., 2012 - Projektmodul 3a/3b).

[182] In der Studie wurde die Zahlungsbereitschaft für einen Strandtag abgefragt.

Neben diesen positiven qualitativen Nutzen wurden in Bertram et al., 2012 - Projektmodul 3a/3b zur Quantifizierung der Nutzen zwei Studien (*Kosenius (2004)* und *Longo et al. (2007)*) ausgewertet, die sich explizit mit der Auswirkung der Eutrophierung auf den Tourismus beschäftigten. Ein Bezug zur Reduktion der Belastung konnte allerdings nicht hergestellt werden, da die benötigten Informationen aus den Studien selbst nicht entnommen werden konnten. Die Veränderung des Umweltzustands (Reduzierung von Algenblüten und Schaum) ist in beiden Studien nur qualitativ angegeben, weiterhin fehlt eine ausreichende Beschreibung des Ausgangszustands.

Einige Studien (bspw. *Meyerhoff und Angeli (2012)* erhoben den Erholungsnutzen nicht nur unter den Anwohnern, sondern auch unter Touristen. Mit den verfügbaren Studieninformationen zur Eutrophierung ist eine Trennung des Nutzens von Anwohnern/Besuchern (ohne Übernachtung) und Touristen (mit Übernachtung) bis auf weiteres nicht möglich. Es ist davon auszugehen, dass je nach Studie 1) die im vorherigen Unterkapitel errechneten Werte einen Erholungsnutzen für Besucher **und** Touristen oder aber 2) auch einen Erholungsnutzen **nur** für Besucher darstellen. Konservativ wird daher in der Zusammenfassung am Ende von Variante 1) ausgegangen.

VI.4.5 Indirekte Gebrauchswerte (Gesundheit)

Eine Verminderung der Eutrophierung in der Ostsee führt neben anderen Effekten auch zu einer besseren Sauerstoffsättigung der tieferen Wasserschichten und der Wasserschichten am Grund. Dadurch kommt es zu einer geringeren Produktion von Schwefelwasserstoff (H_2S). Weiterhin ist die Wahrscheinlichkeit des Auftretens toxischer Algenblüten gemindert. Beides führt zu einem positiven Nutzen auf die menschliche Gesundheit.

Neben diesen positiven qualitativen Nutzen wurde in Bertram et al., 2012 - Projektmodul 3a/3b zur Quantifizierung der Nutzen eine Studie von *Kosenius (2004)* ausgewertet. Ein Bezug zur Reduktion der Belastung konnte allerdings nicht hergestellt werden, da die benötigten Informationen aus den Studien selbst nicht entnommen werden konnten. Die Minderung des Risikos, am Verzehr von Schalentieren zu erkranken ist hier nur qualitativ angegeben, weiterhin fehlt eine ausreichende Beschreibung des Ausgangszustands.

Es ist festzuhalten, dass Effekte auf die menschliche Gesundheit durch eine Verminderung der Eutrophierung bisher wenig untersucht worden sind. Wenn doch, wurde sich auf Teilaspekte wie den Verzehr von Schalentieren (*Kosenius, 2004*) beschränkt. Hier besteht noch Forschungsbedarf, um ein umfassenderes Bild zu erhalten. Qualitativ ist ein positiver Gesundheitsnutzen durch verminderte Nährstoffeinträge aber feststellbar.

VI.4.6 Optionswerte

Eine Reduktion von Nährstoffeinträgen und damit eine Verminderung der Eutrophierung hat auch zukünftig positive Effekte auf Existenz und Nutzung des Ökosystems Ostsee, da weniger Beeinträchtigungen der Artenzusammensetzung vorliegen. Hieraus ergibt sich ein positiver Optionsnutzen für die Fischerei, für Sportangler, für Besucher, für Touristen, für die menschliche Gesundheit und die Gesellschaft im Allgemeinen.

Neben diesen positiven qualitativen Nutzen wurde in Bertram et al., 2012 - Projektmodul 3a/3b eine deutsche Studie zur Zahlungsbereitschaftsstudie für eine Reduzierung der Eutrophierung in der Ostsee (*Meyerhoff und Angeli, 2012*) ausgewertet. Hier wurden

Werte von 30,30 EUR_{2011} pro Haushalt und Jahr (Medianwerte) bzw. 48,24 EUR_{2011} (Mittelwert aus Intervallregression) für eine 100%ige Erreichung der Ziele des Ostseeaktionsplans ermittelt (Ansatz a, siehe Abschnitt 3.4). Anhand von Angaben zum Freizeitverhalten (82,9% der Befragten hatten die Ostsee mindestens einmal zu Freizeitzwecken besucht, 17,1% noch nie, und 2,1% der Befragten insgesamt schlossen einen zukünftigen Besuch aus) lassen sich die monetären Werte analog in Erholungsnutzen (s. Kapitel 4.2.1), Optionswerte (dieses Kapitel) und Nicht-Gebrauchswerte (s. Kapitel 4.5) aufteilen.

Für die Bestimmung des Optionsnutzens wird folgendermaßen vorgegangen: multipliziert mit 97,9% von 17,1% und inflationsbereinigt ergeben sich Werte von 5,02 EUR_{2010} pro Haushalt und Jahr (Medianwerte) bzw. 7,99 EUR_{2010} pro Haushalt und Jahr für eine 100%ige Erreichung des Ostseeaktionsplans. Hochgerechnet auf 40.301.000 Haushalte in Deutschland 2010 (Destatis 2012a) und analog zu der Analyse aus Meyerhoff & Angeli (2012), dass nur 36% der Haushalte tatsächlich zahlungsbereit sind, ergeben sich daraus Optionsnutzen von 73 Mio. EUR_{2010} pro Jahr (Medianwerte) bzw. 116 Mio. EUR_{2010} pro Jahr für die Erreichung der Ziele des Ostseeaktionsplans. Pro Tonne ergeben sich daraus Optionsnutzen von 13.375 EUR_{2010} pro Tonne vermiedenem N-Eintrag und Jahr bzw. 21.294 EUR_{2010} pro Tonne vermiedenem N-Eintrag und Jahr (73/116 Mio. EUR_{2010}/a geteilt durch 5.443 t N-Eintrag, s.a. Abbildung 22).

Im **Politikszenario** (Erreichung von 100% der Ziele des Ostseeaktionsplans durch lineare jährliche Reduktion der Einträge von Stickstoff bis 2021, s. Kapitel 3.4.2) sowie im **verzögerten Minderungsszenario** (s. Kapitel 3.4.2, 2010 – 2015: 50%ige Zielerreichung, 2016 – 2027: 100%ige Zielerreichung) errechnen sich daraus die in 24 dargestellten Optionsnutzen. Während im Politikszenario der maximale Nutzen von 73 Mio. EUR_{2010} bereits im Jahr 2021 erreicht wird, erreicht das verzögerte Minderungsszenario diesen erst im Jahr 2027[183].

[183] Das Ende des Betrachtungszeitraums wurde hier zur Vereinfachung mit 2027 angesetzt, der Nutzen bleibt aber auch nach 2027 bestehen.

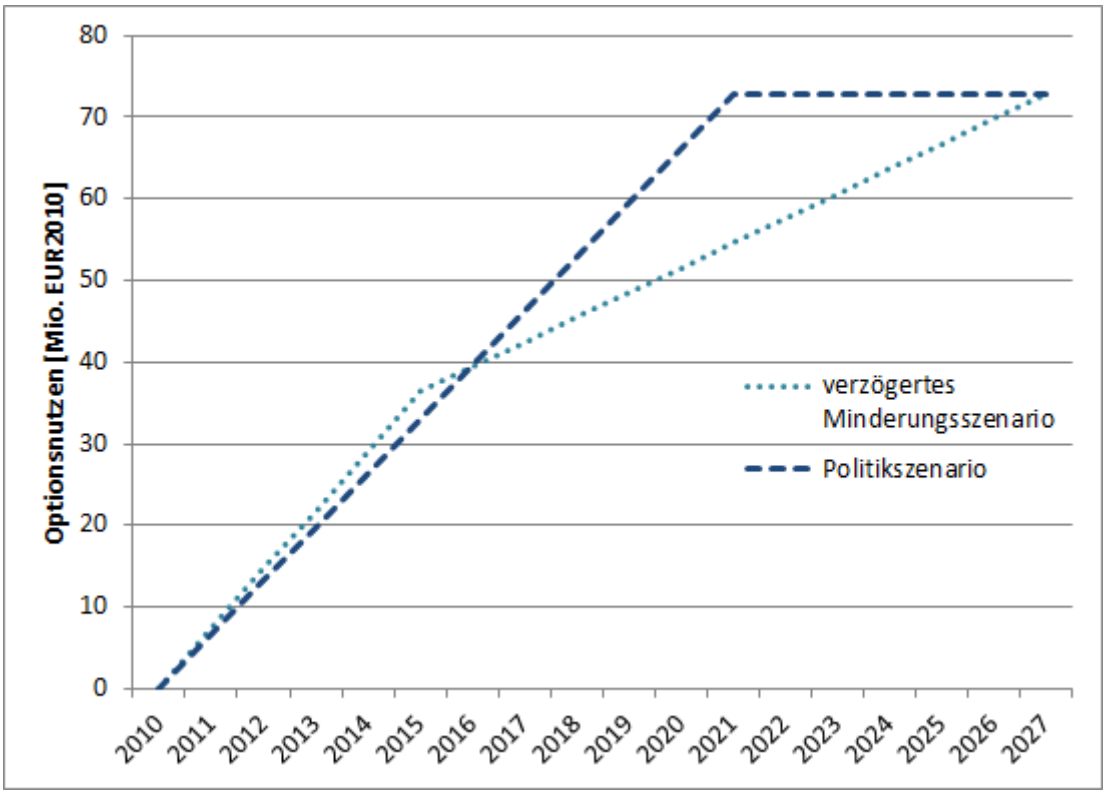


Abbildung 24: Optionsnutzen basierend auf Median-ZBA-Werten aus (Meyerhoff & Angeli, 2012) im Politikszenario und im verzögerten Minderungsszenario

VI.4.7 Nicht-Gebrauchswerte

Eine Verminderung der Eutrophierung in der Ostsee führt zu positiven Effekten auf die (fortdauernde) Existenz einzelner Arten und die (fortdauernde) Existenz des Ökosystems Ostsee, da weniger Beeinträchtigungen der Artenzusammensetzung vorliegen. Hieraus ergeben sich positive Nicht-Gebrauchsnutzen (Existenznutzen, Vererbungsnutzen und altruistische Nutzen) für die Gesellschaft im Allgemeinen.

Neben diesen positiven qualitativen Nutzen wurde in Bertram et al., 2012 - Projektmodul 3a/3b zur Quantifizierung der Nutzen vier Studien (*Meyerhoff und Angeli (2012), Toivonen et al. (2004), Vesterinen et al. (2010)* und *Eggert und Olsson (2003)*) ausgewertet. Eine Studie, *Meyerhoff und Angeli (2012)* konnte daraus zur Monetarisierung verwendet werden. Die monetären Werte der anderen drei Studien lassen einen Bezug zur Reduktion der Belastung mit N oder P nicht zu, da die benötigten Informationen aus den Studien nicht entnommen werden konnten.

Für die Bestimmung der Nicht-Gebrauchswerte wird folgendermaßen vorgegangen: die Werte aus *Meyerhoff und Angeli (2012)*, s. Beschreibung im vorigen Abschnitt „Optionswerte“, werden multipliziert mit 2,1% von 17,1%[184] und inflationsbereinigt. Hieraus ergeben sich Werte von 0,11 EUR_{2010} pro Haushalt und Jahr (Medianwerte) bzw.

[184] 17,1% der Befragten hatten die Ostsee bis zu der Umfrage noch nie besucht, hatten also bisher noch keinen Gebrauchsnutzen. 2,1% der Befragten insgesamt schlossen auch einen zukünftigen Besuch aus, werden also auch nach der Umfrage weiterhin keinen Gebrauchsnutzen haben.

0,17 EUR_{2010} pro Haushalt und Jahr für die Erreichung des Ostseeaktionsplans (vgl. Erläuterung im vorherigen Kapitel zu Optionsnutzen). Hochgerechnet auf 40.301.000 Haushalte in Deutschland 2010 (Destatis 2012a) und analog zu der Analyse aus Meyerhoff & Angeli (2012), dass nur 36% der Haushalte tatsächlich zahlungsbereit sind, ergeben sich Nutzen von 1,6 Mio. bzw. 2,5 Mio. EUR_{2010}/Jahr. Daraus ergeben sich Nichtgebrauchsnutzen von 287 bzw. 457 EUR_{2010} pro Tonne vermiedenem N-Eintrag und Jahr.

Im **Politikszenario** (Erreichung von 100% der Ziele des Ostseeaktionsplans durch lineare jährliche Reduktion der Einträge von Stickstoff bis 2021, s. Kapitel 3.4.2) sowie im **verzögerten Minderungsszenario** (s. Kapitel 3.4.2, 2010 – 2015: 50%ige Zielerreichung, 2016 – 2027: 100%ige Zielerreichung) errechnen sich daraus die in Abbildung 25 dargestellten Nichtgebrauchsnutzen. Während im Politikszenario der maximale Nutzen von 1,6 Mio. EUR_{2010} bereits im Jahr 2021 erreicht wird, erreicht das verzögerte Minderungsszenario diesen erst im Jahr 2027[185].

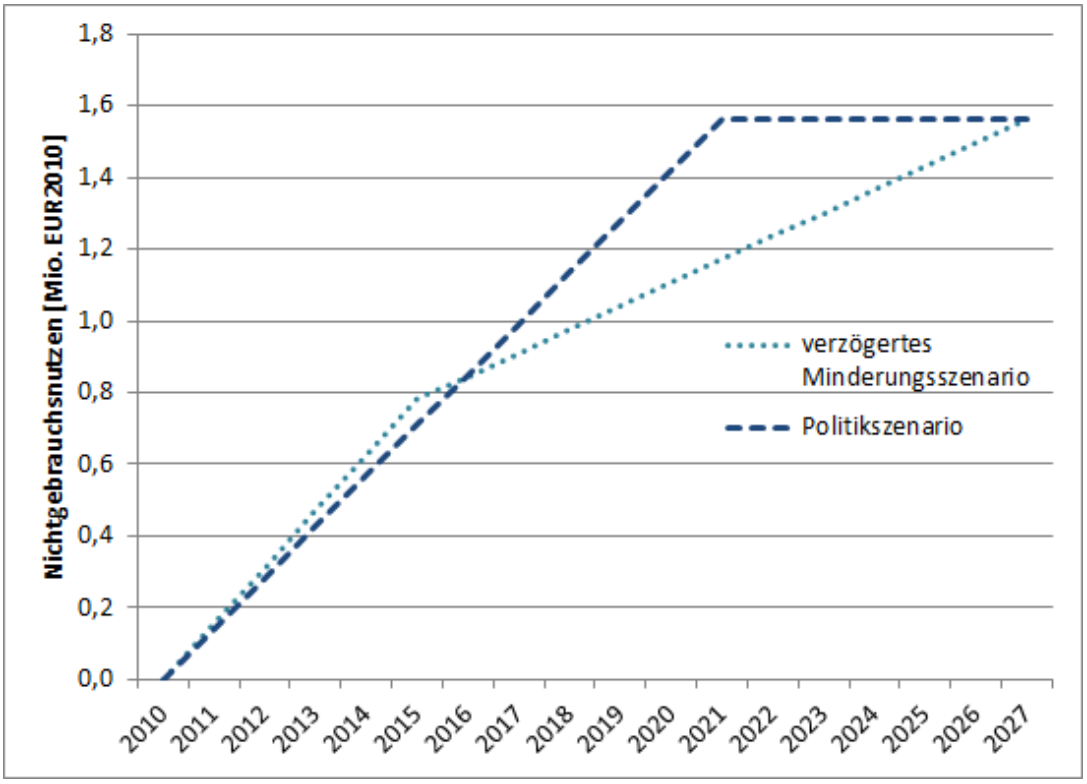


Abbildung 25: Nichtgebrauchsnutzen basierend auf den Median-ZBA-Werten aus (Meyerhoff & Angeli, 2011) im Politikszenario und im verzögerten Minderungsszenario

[185] Das Ende des Betrachtungszeitraums wurde hier zur Vereinfachung mit 2027 angesetzt, der Nutzen bleibt aber auch nach 2027 bestehen.

VI.4.8 Aggregierter Nutzen

Einige Studien nehmen eine aggregierte Bewertung der Nutzen einer Verminderung der Eutrophierung vor und beziehen sich nicht ausschließlich auf einzelne Aspekte wie den Erholungsnutzen. Eine Aufsplittung in Einzelnutzen im Sinne des TEV ist auf Basis dieser Studien oft nicht möglich, sie können aber als Vergleichsgrößen herangezogen werden.

Ausgewertet wurden hier zwei Studien. Ein Bezug zur Reduktion der Belastung mit N und P ließ sich für eine Studie herstellen.

Söderqvist (1996, nachzulesen in Turner et al. (1999)) ermittelte einen Gesamtnutzen (Gebrauchs- und Nichtgebrauchswerte) für eine Reduzierung der Eutrophierung auf ein für die Ostsee nachhaltiges Niveau. Die mittlere jährliche Zahlungsbereitschaft pro Erwachsenem betrug 3.334 SEK_{1995}. Nach Turner et al. (1999) betrugen Nährstoffeinträge in die Ostsee im Jahr 1993 insgesamt 1.022.754 t N und 38.888 t P. Turner et al. (1999) schätzen ab, dass ein für die Ostsee nachhaltiges Niveau mit einer 50%igen Reduktion der Nährstoffeinträge erreicht sei. Nach Anpassung des Einkommens- und Preisniveaus ergibt sich eine Zahlungsbereitschaft von 448 EUR_{2010} pro Person und Jahr bzw. $8{,}8*10^{-7}$ EUR_{2010} pro Person und Jahr und vermiedenem kg N-Eintrag[186].

Multipliziert mit 66,7 Mio. Erwachsenen Deutschen im Jahr 2010[187] ergeben sich daraus aggregierte Nutzen von 58.430 EUR_{2010} pro vermiedener Tonne N-Eintrag. Der maximale jährliche Nutzen liegt hier bei 318 Mio. EUR_{2010}.

Die Autoren von *HELCOM und NEFCO (2007)* stellen in verschiedenen Szenarien Maßnahmen zur Reduzierung der N- und P-Einträge aus Landwirtschaft, Kläranlagen, Verbrennungsanlagen etc. im Rahmen des BASP (Baltic Sea Action Plan) zusammen. Weiterhin schätzen sie basierend auf *Turner et al. (1999)* und anderen Studien den Gesamtnutzen einer Verminderung der Eutrophierung in der Ostsee ab, der sich auf 9-12 EUR_{1995} pro kg reduzierten N-Einträgen und 231-245 EUR_{1995} pro kg reduzierten P-Einträgen beläuft. Nach Anpassung des Einkommens- und Preisniveaus ergeben sich daraus 12-16 EUR_{2010} pro kg reduzierten N-Eintrag.

Daraus errechnet sich ein gesamter aggregierter Nutzen von 14.027 EUR_{2010} pro vermiedener Tonne N-Eintrag und 317.951 EUR_{2010} pro vermiedener Tonne P-Eintrag. Der maximale jährliche Nutzen liegt hier bei 76 Mio. EUR_{2010}.

Die folgende Tabelle 51 fasst die Nutzen des Maßnahmenbündels zur Erreichung der Minderungsziele des Ostseeaktionsplans für Stickstoff[188] in Deutschland zusammen. Der Zeitraum der Betrachtung umfasst 17 Jahre (von 2010 bis 2027, s. a. Kapitel 3.4).

---

[186] 448 EUR_{2010} geteilt durch 50% von 1.022.754 t N
[187] 18,4% der Deutschen waren 2010 weniger als 20 Jahre alt (Destatis 2012)

[188] Im Rahmen der Fallstudie wird zur Quantifizierung der Nutzen, um weitere große Unsicherheiten zu vermeiden, nur auf die Reduktion von Stickstoff Bezug genommen (s.a. Erläuterung unter Kap. 4.2.1).

Tabelle 51: Übersicht zu den Nutzen einer Reduzierung der Eutrophierung

Nutzenkategorie	Sektor/Bereich	Nutzen (qualitativ)	Maximaler jährlicher Nutzen (quantitativ)[189] [EUR_{2010}]	Nutzen pro Tonne (quantitativ) [EUR_{2010}]	Datengrundlage (Ansatz[190])	Annahmen betreffen:
Direkte, konsumtive Gebrauchswerte	Sportangeln	positiv auf Populationen von Grundfischen (z.B. Dorsch), evtl. negativ auf Heringspopulationen, insgesamt eher positive Effekte auf Fischbestände und andere Meereslebewesen	n. q.[191]		-	-
	Fischerei		n. q.		-	-
	Aquakultur		n. q.		-	-
Direkte, nicht-konsumtive Gebrauchswerte	Erholung und Tourismus	Positiv durch verbesserte Wasserklarheit und Sauberkeit an Stränden und Marinas (weniger Schaumbildung)	Von 217.420.574 bis 2.281.968.218[192]	Von 39.948 bis 419.281	Ansatz a) und b)	Wirkungszusammenhänge, Minderungsziele, Annuitäten, Anteile Erholungsnutzen, Optionsnutzen, Nichtgebrauchsnutzen (u.a.)
Indirekte Gebrauchswerte	Gesundheit	Reduzierung der Gesundheitsrisiken durch toxische Algenblüten und H_2S	n. q.		-	-
Nicht-Gebrauchswerte	Gesellschaft	Positiv für Existenz des Meeresökosystems, u.a. weniger Beeinträchtigungen der Artenzusammensetzung	Von 1.561.440 bis 2.485.936	Von 287 bis 457	Ansatz a)	Wirkungszusammenhänge, Minderungsziele, Annuitäten, Anteile Erholungsnutzen, Optionsnutzen, Nichtgebrauchsnutzen (u.a.)
Optionswerte	Gesellschaft	Positiv für zukünftige Existenz und zukünftige Nutzung des Ökosystems	Von 72.792.829 bis 115.891.950	Von 13.375 bis 21.294	Ansatz a)	
Quantifizierbarer Gesamtnutzen			**Von 291.774.842 bis 2.356.322.487**	**Von 53.610bis 441.032**		

[189] Zur Erreichung der Minderungsziele des Ostseeaktionsplans in Deutschland über 17 Jahre (2010 – 2027), s.a. Kap. 3.4
[190] a) Marktpreise/Zahlungsbereitschaftsstudien für die deutsche Nord- und Ostsee, b) Studien für andere Gebiete, die über benefit transfer auf deutsche Verhältnisse übertragen werden, c) Vermeidungs- oder Wiederherstellungskosten.
[191] n. q.: nicht quantifizierbar.

[192] Nutzen wurde nur für Stickstoff berechnet, Erläuterungen finden sich in den jeweiligen Kapiteln.

Nutzenkategorie	Sektor/Bereich	Nutzen (qualitativ)	Maximaler jährlicher Nutzen (quantitativ)[189] [EUR_{2010}]	Nutzen pro Tonne (quantitativ) [EUR_{2010}]	Datengrundlage (Ansatz[190])	Annahmen betreffen:
Vergleichswert: Aggregierter Nutzen			***Von 76.344.277 bis 318.006.969***	***Von 14.027 bis 58.430***		

VI.5 Schlussfolgerungen und Rückschlüsse für das gewählte Vorgehen sowie zum weiteren Forschungsbedarf

Die vorliegende Fallstudie beschäftigt sich mit dem Nutzen einer verminderten Eutrophierung in der deutschen Ostsee. Eutrophierung ist eine Belastung, die grenzüberschreitend und großräumig wirkt, weswegen eine nationale Betrachtung allein nicht zu einem optimalen Ergebnis (d. h. effizient im Sinne einer Kosten-Nutzen-Betrachtung) zur Reduzierung der Belastung führen wird. Nichtsdestotrotz wurde illustrierend vorgestellt, wie anhand monetärer Bewertungsstudien und politischer Minderungszielvorgaben im Rahmen des „Total Economic Value“ eine Abschätzung des Nutzens einer verminderten Eutrophierung erfolgen kann. Zur Durchführung einer vollständigen Kosten-Nutzen Analyse (KNA) von Einzelmaßnahmen oder Maßnahmenbündeln sind darüber hinaus weitere Schritte notwendig, von der Bewertung des Minderungspotentials hin zur Abschätzung von Minderungskosten (im Anhang sind daher Methoden zur Wirkungspfadanalyse noch etwas ausführlicher dargestellt).

Eutrophierung ist durch eine Vielzahl von monetären Bewertungsstudien untersucht worden, hauptsächlich im Ostseeraum. Allerdings beschränken sich diese Studien oft auf nur ein Element des TEV (meist den Erholungsnutzen) oder ermitteln den Gesamtnutzen in aggregierter Form, ohne auf Bestandteile von bspw. Options- oder Nichtgebrauchswerten einzugehen. Im Jahr 2011 wurde in allen Ostseeanrainerstaaten eine Umfrage zur Zahlungsbereitschaft für eine verminderte Eutrophierung durchgeführt, deren Ergebnisse in die Fallstudie integriert werden konnten. Diese Studie ist die erste Zahlungsbereitschaftsanalyse in diesem Bereich, die in Deutschland durchgeführt wurde, und hat daher einen hohen Mehrwert für die Durchführung einer deutschen KNA.

Weiterhin sind ökosystemare Zusammenhänge noch nicht ausreichend erforscht, um, selbst wenn es Ergebnisse zu bspw. Zahlungsbereitschaften von Sportanglern zur Erhöhung eines Fischbestandes gibt, diese Ergebnisse in einer Kosten-Nutzen Analyse von Maßnahmenbündeln auch verwenden zu können. Aus diesem Grund konnte im Rahmen der Fallstudie keine quantitative Bewertung des Nutzens einer verminderten Eutrophierung für die Sektoren Sportangeln, Fischerei und Gesundheit erfolgen. Hier besteht noch Forschungsbedarf zu ökosystemaren und/oder epidemiologischen Zusammenhängen und Bedarf an weiteren monetären Bewertungsstudien.

Der Bereich „Erholung“, zu dem es die meisten Bewertungsstudien gibt, zeigte, dass eine Verwendung von Studienergebnissen schwierig bis unmöglich ist, die in der Studie selbst keinen Bezug zu einer Belastungsveränderung vorgeben oder diese nur qualitativ oder unzureichend beschreiben. Ist dieser Zusammenhang aus den Informationen der Studie herstellbar, bleibt es dennoch nicht aus, eine Reihe von Annahmen zu treffen, um die Studienergebnisse auf seinen speziellen Fall anwenden zu können. Diese Annahmen sind immer mit Unsicherheiten verbunden (z.B. Zusammenhang N-Konzentration – Sichttiefe).

Weitere Unsicherheiten betreffen die Übertragung der Werte aus anderen Regionen durch „benefit transfer“ und auch die Aufteilung in verschieden Nutzenkategorien, wofür einige immer mit Unsicherheiten verbundene Annahmen getroffen werden mussten. Weiterhin sind die Annahmen zur Wirksamkeit des Maßnahmenbündels unsicher, ebenso wie der Zeitraum der Wirksamkeit (17 Jahre).

Die somit ermittelten Nutzen sind daher immer mehr oder minder großen Unsicherheiten unterworfen, was die Ergebnisse der Fallstudie widerspiegeln: der quantifizierbare maximale jährliche Gesamtnutzen einer verminderten Eutrophierung hin zur Erreichung der Ziele des Ostseeaktionsplans für Deutschland reicht von 292 Mio. bis 2,4 Milliarden EUR_{2010}. Der Vergleich mit den Werten, die sich aus aggregierten Befragungsergebnisse ergeben, kommt zu einem Gesamtnutzen von 76 bis 318 Mio. EUR_{2010}. Die Bandbreite des Gesamtnutzens nimmt demnach eine Größenordnung ein. Die errechneten monetären Werte beruhen allerdings zum Großteil auf Studien aus anderen Regionen, die z. T. auch schon vor längerer Zeit durchgeführt wurden. Die Originalwerte der Studien wurden zwar auf das deutsche Einkommens- und Preisniveau angepasst, nichtsdestotrotz bringt ein solcher „benefit transfer" immer (methodische) Unsicherheiten mit sich. Für eine Durchführung einer KNA für Deutschland wird daher empfohlen, auf die Ergebnisse der Zahlungsbereitschaftsanalyse aus Deutschland (Meyerhoff und Angeli, 2012) zurückzugreifen. Hieraus ergeben sich maximale jährliche Gesamtnutzen einer verminderten Eutrophierung hin zur Erreichung der Ziele des Ostseeaktionsplans von 435 bis 692 Mio. EUR_{2010}[193].

Das Konzept des TEV ist gut geeignet, um dem Anwender einen Überblick über alle betroffenen Akteure und Nutzenkategorien zu geben, besonders als Nicht-Ökonom. In der praktischen Umsetzung, speziell in der Belegung von Nutzenkategorien mit monetären Werten und in der Summierung der Einzelnutzen birgt aber auch dieses Konzept Schwierigkeiten. Die Trennung der Nutzen für Besucher und Touristen, der „Embedding Effekt", der zu einer Überschätzung des Gesamtnutzens durch ein nicht ausreichend durchdachtes Design einer Zahlungsbereitschaftsumfrage führt und die Aufteilung von Zahlungsbereitschaftswerten auf einzelne Nutzenkategorien seien hier beispielhaft für solche „Stolpersteine" erwähnt. Der Anwender sollte neben einer Betrachtung der Einzelnutzen als Sensitivitätsabschätzung daher auch immer möglichst Bewertungsstudien mit einbeziehen, die den aggregierten Nutzen der Minderung der Eutrophierung im Blick haben.

Zusammenfassend ist im Hinblick auf die Handlungsanleitung festzustellen, dass das entwickelte Konzept der Nutzenbewertung mit Hilfe des TEV, welches in der Fallstudie Eutrophierung in der Ostsee zur Anwendung gekommen ist, für eine Anwendung in der Praxis nur geeignet ist, wenn sich der Anwender bereits mit ökonomischen Methoden und mit den Ökosystemauswirkungen der Eutrophierung auseinandergesetzt hat. Für eine wirkliche Praxistauglichkeit und einfache Anwendung besteht hier noch erheblicher Forschungsbedarf, der sich u. a. in folgenden Fragen ausdrücken lässt:

- Wie wirksam sind Maßnahmen und Maßnahmenbündel zur Minderung von N- und P-Emissionen/Einträgen? Wie hoch sind ihre Kosten? Wie groß ist der Wirkungszeitraum der Maßnahmen?

---

[193] Die Berechnung des Gesamtnutzens beruht auf Zahlungsbereitschaftswerten und Annahmen zur Grundgesamtheit, die in Meyerhoff/Angeli (2012) getroffen wurden und nach Einschätzung der Autoren eher eine konservative Abschätzung darstellen. Die kürzlich veröffentlichten Zahlen des internationalen Forschungsnetzwerks BalticSTERN (s. S. 26 unter www.mtt.fi/dp/DP2012_1.pdf) ergeben hingegen einen Nutzen von 1,87 Mrd. EUR_{2011} für Deutschland aus der Reduktion der Eutrophierung in der Ostsee.

- Wie wirkt sich eine Veränderung der Nährstoffzufuhr auf die Bestandteile (z. B. Fischbestände) des Ökosystems Ostsee aus?
- Welcher Nutzen generiert sich daraus für Fischer, Sportangler, aber auch für die Gesellschaft?
- Wie lassen sich neben den direkten und indirekten Gebrauchsnutzen auch die Optionsnutzen und Nichtgebrauchsnutzen einer verminderten Eutrophierung in der Ostsee ermitteln?

Es wird daher empfohlen, bis auf weiteres entweder

- auf die Ergebnisse der deutschen Zahlungsbereitschaftsstudie von Meyerhoff und Angeli (2012) zurückzugreifen, um einen Gesamtnutzen einer verminderten Eutrophierung zu ermitteln (ohne die hier im Rahmen der Fallstudie vorgenommene Aufteilung in verschiedene Nutzenkategorien);

oder, wenn eine Akzeptanz für Zahlungsbereitschaftsstudien politisch nicht gegeben ist

- den Vermeidungskostenansatz zu wählen: die Kosten zur Vermeidung der Eutrophierung (=Minderungskosten der Maßnahmen) werden aufsummiert und als Näherung für den Nutzen herangezogen.

VII. Handlungsanleitung (Projektmodul 5)

VII.1 Einleitung

Die europäischen marinen Gewässer, inklusive der deutschen Nord- und Ostsee, gehören zu den am intensivsten genutzten Meeresgebieten der Erde. Ebenso wie bei den meisten Binnengewässern überlagern sich in ihnen verschieden gelagerte Nutzungsinteressen und Schutzzielsetzungen.

Ziel der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (2008/56/EG; MSRL) ist ein wirksamer europaweiter Schutz der Meeresumwelt. Bis zum Jahr 2020 wird die Wiederherstellung oder der Erhalt eines„ guten Umweltzustands“ (GUZ) der europäischen Meere angestrebt, der dem Schutz der Ressourcen und Dienstleistungen dient und so die Grundlage für viele Bereiche der maritimen Wirtschaft und der Gesellschaft als Ganzes erhält. Die MSRL verfolgt dabei einen ähnlich integrativen, ganzheitlichen Ansatz wie die europäische Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG; WRRL). So wird wie in der WRRL davon ausgegangen, dass ökologische Wertvorstellungen und ökonomische Grundsätze sich nicht gegenseitig ausschließen, sondern ergänzen und unterstützen. Für die Abwägung dieser Belange spielt die Kosten-Nutzen Analyse (KNA) potentieller Maßnahmen, die im Text der MSRL ausdrücklich genannt wird (Artikel 13), eine wichtige Rolle - nicht, um Entscheidungen allein auf Basis der ökonomischen Effizienz von Maßnahmen zu treffen, sondern um eine zusätzliche Perspektive zur Unterstützung von Entscheidungen zu schaffen.

Die Ziele des vor diesem Hintergrund vom Umweltbundesamt (UBA) geförderten Forschungsprojektes „*Methodische Grundlagen für sozio-ökonomische Analysen sowie Folgenabschätzungen von Maßnahmen einschließlich Kosten-Nutzen Analysen nach EG-Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie*“ waren zweierlei: zum einen der Frage nachzugehen, welche ökonomischen Nutzen durch Maßnahmen zur Belastungsreduktion entstehen, und zum anderen zu untersuchen, wie die Nutzen einer Maßnahme/eines Maßnahmenbündels zur Verbesserung der Meeresumwelt quantifiziert und in eine solche Kosten-Nutzen Analyse einbezogen werden können.

Das Forschungsvorhaben folgte dabei folgendem Ablaufschema:

In den zwei ersten Arbeitsschritten wurden „*Vorschläge für ein methodisches Vorgehen“* (Dworak/Görlitz/Interwies et al. 2011 - Projektmodule 1 und 2) erarbeitet. Diese basieren auf Experteninterviews zur Herangehensweise in anderen Staaten, sowie der Analyse von Abstimmungsprozessen auf EU-Ebene (Common Implementation Strategy/CIS) und anwendungsorientierten internationalen Forschungsvorhaben. Auf der Grundlage dieser Analyse wurden fachlich fundierte und an die Verhältnisse der deutschen Meeresgewässer angepasste methodische Leitlinien für den weiteren Projektverlauf entwickelt.

Aufbauend auf den Vorschlägen für ein methodisches Vorgehen wurde im anschließenden dritten Arbeitsschritt ein methodisches Konzept angefertigt, das die systematische Erfassung und Einbeziehung des Nutzens von Meeresschutzmaßnahmen in eine KNA erlaubt. Dieses methodische Konzept beinhaltet zum einen ein Mengengerüst, in dem die Auswirkungen von Meeresumweltverbesserungen auf die ökonomischen Nutzen, die der Mensch daraus zieht, beschrieben werden. Zum anderen enthält das

methodische Konzept Vorschläge, wie diese Nutzen zur Einbeziehung in eine KNA in monetäre Werte übersetzt werden können, und entwickelt Vorschläge, wie alternativ vorgegangen werden kann. Das methodische Konzept ist im Zwischenbericht „*Module 3a und 3b: Aufbau eines Mengengerüstes – Teil 1: Zusammenstellung relevanter Komponenten, Teil 2: Vorschläge zur Monetarisierung*“ enthalten (Bertram/Kugler/Rehdanz et al. 2012 - Projektmodule 3a und 3b).

Im vierten Arbeitsschritt wurde schließlich das methodische Konzept in zwei Fallstudien angewendet und überprüft. Die Fallstudien sollten dabei sowohl eine fachliche Aussage über den ökonomischen Nutzen eines Bündels von Maßnahmen generieren, als auch die Anwendbarkeit des erstellten Bewertungssystems demonstrieren sowie Defizite offenlegen und Verbesserungsvorschläge erarbeiten. Ebenso wurde der Forschungsbedarf aufgezeigt, um Datenlücken zu schließen und Nutzen exakter bewerten zu können. Dazu sind die Belastungsbereiche „*Eutrophierung in der Ostsee*“ und „*Mariner Abfall in der Nordsee*“ zur Betrachtung in den Fallstudien ausgewählt worden.

Die Erkenntnisse, die im Projektverlauf und insbesondere in den Fallstudien gewonnen wurden, sind in die vorliegende Handlungsanleitung eingeflossen. Diese soll politischen Entscheidungsträgern und Behörden als Hilfestellung bei der Bestimmung der Nutzen von Meeresschutzmaßnahmen und ihrer Verwendung im Rahmen einer KNA dienen. Dabei muss die Handlungsanleitung vor dem Hintergrund der geringen Erfahrung, die bislang in Deutschland mit der Verwendung von KNA im politischen Entscheidungsfindungsprozess existieren, als ein erster Schritt hin zu einer adäquaten Umsetzung der vielfältigen Herausforderungen der MSRL im Hinblick auf die Nutzung solcher "*ökonomischen Elemente*" angesehen werden.

Im Folgenden werden in Kapitel 2 die konkreten Erkenntnisse, die aus dem bisherigen Projektverlauf - besonders den Fallstudien sowie dem Stakeholder-Workshop in Kiel im November 2011 - für die Entwicklung dieser Handlungsanleitung gewonnen werden konnten, aufgeführt. Darauf folgt die schrittweise Beschreibung einer möglichen Vorgehensweise zur Bestimmung von Nutzen von Meeresschutzmaßnahmen im Rahmen der MSRL (Kapitel 3), inklusive der Benennung der Unsicherheiten und Informationslücken, die mit jedem der Schritte verbunden sind. Die Handlungsanleitung schließt mit Hinweisen auf relevante Literatur und möglichen Ansprechpartnern in Behörden anderer Mitgliedstaaten.

VII.2 Erkenntnisse aus dem Projektverlauf und Inhalt der Handlungsanleitung

Artikel 13 der MSRL verpflichtet die EU-Mitgliedstaaten, bei der Einführung jeder neuen Maßnahme "**Folgenabschätzungen einschließlich Kosten-Nutzen Analysen**" durchzuführen. Unklar ist besonders in Deutschland bislang der genaue Kontext solcher Abschätzungen, als auch die konkrete Herangehensweise. Unzweifelhaft steht dennoch fest, dass deutsche Behörden/Entscheidungsträger zukünftig bei der Einführung von Meeresschutzmaßnahmen im Rahmen der MSRL sowohl die Kosten, als auch die Nutzen solcher Maßnahmen erheben und in die Entscheidungsfindung einbeziehen müssen. Die folgende Handlungsanleitung soll "maßnahmenauswählenden Stellen" praktische Hinweise geben, um mit der komplizierten Bewertung der Nutzen von Maßnahmen besser umgehen zu können.

In den **Fallstudien** "Marine Abfälle in der Nordsee" und "Eutrophierung der Ostsee" wurde die in den ersten Projektschritten entwickelte Methodik auf die Kriterien "Einfachheit der Anwendung, Verständlichkeit, Transparenz bezüglich der Unsicherheiten und Datenlücken" hin überprüft, und für nur **bedingt praktikabel und akzeptabel** eingestuft. Diese Einstufung hatte folgende Ursachen:

- Schlechte **Datenverfügbarkeit** im Hinblick auf grundlegende naturwissenschaftliche Zusammenhänge, sowie die Beziehungen zwischen Ökologie und Sozio-Ökonomie betreffend (z. B. Höhe der Belastung; potentielle Belastungsreduktion durch Maßnahmen; quantitativer Zusammenhang zwischen "Verbesserung des Ökosystems" und "Bereitstellung von Dienstleistungen").
- Signifikante **Unsicherheiten**, die sich durch die zur Durchführung der Fallstudien notwendigen Annahmen ergeben (siehe oben aufgeführte Datenlücken; außerdem Wirkungszusammenhänge), sowie durch die der zugrundeliegenden Bewertungsstudien inhärenten methodischen und anderen Probleme ("Embedding Effekt"[194], Übertragbarkeit der Studienergebnisse, Vollständigkeit der zur Verwendung notwendigen Angaben).
- Hoher **Arbeitsaufwand** durch die speziellen Anforderungen, die die Bestimmung von Nutzen an die Verfügbarkeit von notwendigen sozio-ökonomischen Daten stellt (z. B. Anzahl kleinerer Schiffe in Niedersachsen und Schleswig-Holstein; individuelle Besuche zu Tourismuszwecken an der deutschen Ostsee etc.).

Um die Praktikabilität der Handlungsanleitung zu gewährleisten, sind dementsprechend folgende **Empfehlungen** zur Übernahme in die Handlungsanleitung getroffen worden:

- Die Entwicklung eines Schemas zur Klassifizierung und Kenntlichmachung der Unsicherheiten.

---

194 Der Embedding Effekt beschreibt den Umstand, dass in Zahlungsbereitschaftsanalysen befragte Personen unterschiedlich hohe Zahlungsbereitschaften für ein und dasselbe (Umwelt-)gut angeben. Wird das Gut einzeln abgefragt, geben die Befragten z. T. höhere Werte an, als sie in Summe für eine Gruppe von Gütern bereit wären zu zahlen.

- Eine eingeschränkte Verwendung von sog. "stated preference“-Studien (primär Zahlungsbereitschaftsanalysen) zur Herleitung von Nutzen, mit Ausnahme von auf den speziellen Verwendungszweck zugeschnittenen Studien.
- Bei der Quantifizierung/Monetarisierung von ökonomischen Nutzen stattdessen präferiert auf Bewertungen zurückzugreifen, die auf Schadens- und Vermeidungskosten (oder Marktpreisen) als Ausgangsdaten basieren.
- Zur Verringerung des notwendigen Arbeitsaufwandes: Vorbereitung einer spezialisierten Datenbank zur Bestimmung der von Meeresschutzmaßnahmen profitierenden Personen/Unternehmen/Anlagen bzw. ein klares Aufzeigen der für eine Übertragung der ermittelten Werte auf deutsche Verhältnisse notwendigen Daten/Informationen.

Des Weiteren wurden in den Fallstudien die wichtigsten Datenlücken bzw. der Forschungsbedarf identifiziert. Dieser wird im Folgenden jeweils den entsprechenden Schritten der Handlungsanleitung zugeordnet.

Die Handlungsanleitung ist in 11 Schritte gegliedert, die den Anwender durch die Bestimmung des ökonomischen Nutzens von Meeresschutzmaßnahmen zur Verwendung in einer KNA leiten sollen. Aufgrund der schlechten Datenverfügbarkeit und des unklaren Kontextes ist das Verfahren jedoch nicht als feststehendes Schema konzipiert, sondern stellt einen Leitfaden dar, der dabei helfen soll, sowohl die Arbeit der Nutzenbewertung zu erleichtern, als auch auf die signifikantesten Unsicherheiten und "Fallstricke" aufmerksam zu machen.

Das Verfahren gliedert sich grob in sechs Phasen: in den ersten drei Verfahrensschritten werden die im Fokus stehende Belastung und das ausgewählte Maßnahmenbündel untersucht und quantifiziert. Es folgt die Betrachtung der Nutzen (Verfahrensschritte 4-6), und die Identifizierung und quantitative Bestimmung der profitierenden Sektoren und Bereiche (Verfahrensschritte 7-8). Daraufhin werden die ermittelten Nutzen aufsummiert (Schritt 9). Es folgt eine qualitative Beschreibung der nicht-monetarisierten Nutzen (Schritt 10), sowie optional eine Sensitivitätsanalyse anhand von Bewertungsstudien (Schritt 11), die ökonomische Nutzen als "Paket" beschreiben.

Die folgende Abbildung 26 stellt das beschriebene Ablaufschema graphisch dar:

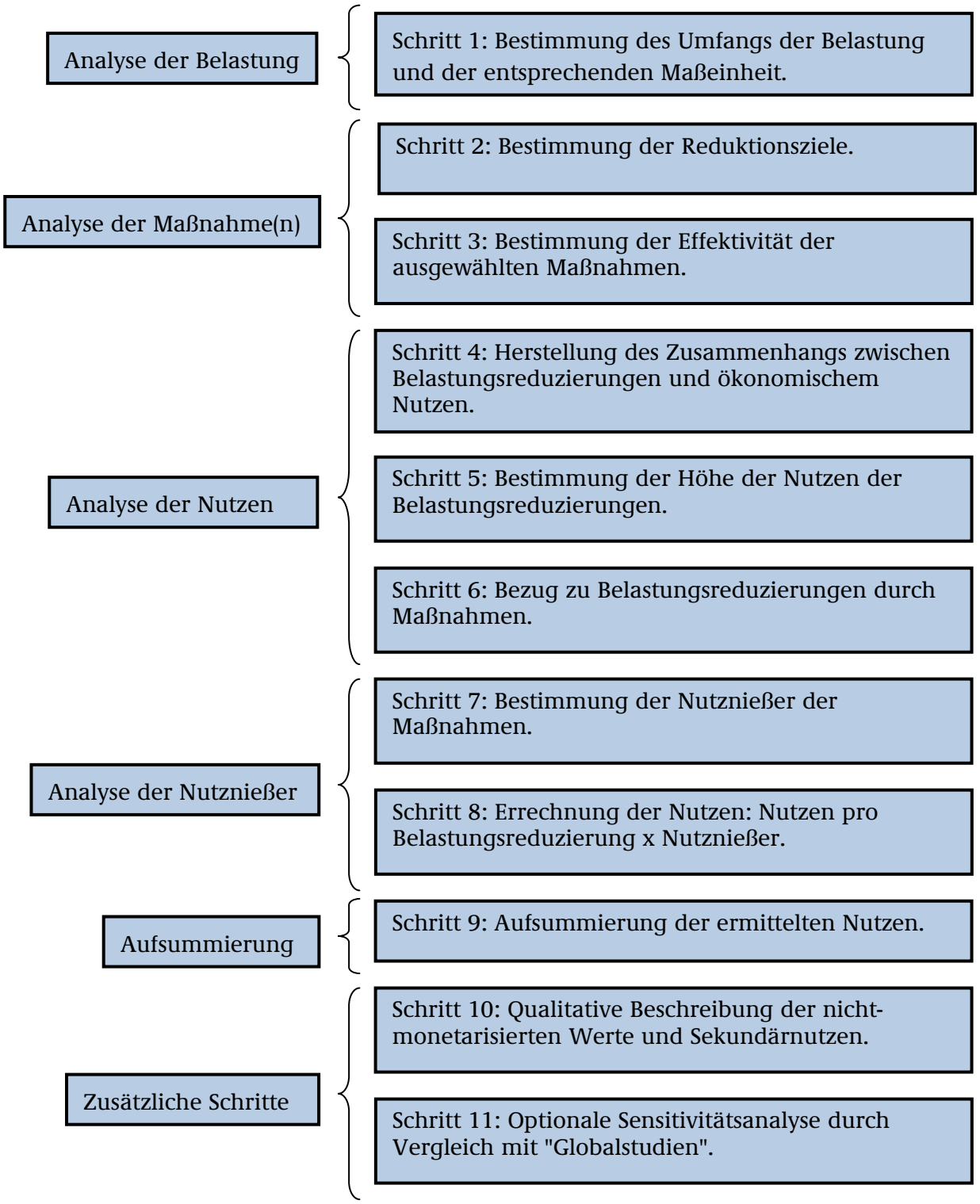


Abbildung 26: Handlungsanleitung zur Bestimmung von Nutzen von Maßnahmen - Ablaufschema

VII.3 Ablauf des Verfahrens

Die Bestimmung der ökonomischen Nutzen von Meeresschutzmaßnahmen dient im Rahmen der Implementierung der MSRL der Verwendung in einer in Artikel 13 erwähnten Kosten-Nutzen Analyse (KNA), die im Kontext der Maßnahmenauswahl durchgeführt werden muss. Solche KNA existieren in verschiedenen Formen und Methoden, die mit dem jeweiligen Verwendungszweck variieren (für weiterführende Literatur, sowohl theoretischer als auch anwendungsorientierter Art, siehe Kapitel 5). Allen Kosten-Nutzen-Betrachtungen - von reinen Kosten-Nutzen Analysen über Kosteneffizienzanalysen bis zu Multi-Kriterien Analysen - gemein ist jedoch, dass sie grundsätzlich auf die Beantwortung zweier Fragen abzielen (Pearce et al. 2006):

- Übersteigen die Nutzen der Maßnahme deren Kosten?
- Ist die Maßnahme die in der Summe bestmögliche Option zur Erreichung des Zieles?

Artikel 13 der MSRL trifft keine näheren Aussagen zu einer zu verwendenden Methodik. Es ist dennoch deutlich, dass im Rahmen der Maßnahmenauswahl eine Gegenüberstellung der Kosten sowie der Nutzen der zur Auswahl stehenden Maßnahmen zu geschehen hat. Solche "Nutzen" von Meeresschutzmaßnahmen gehen nach allgemeinem Verständnis über womöglich entstehende, direkte ökonomische bzw. finanzielle Nutzen - z. B. durch zu tätigende Investitionen - hinaus, und umfassen auch weniger einfach greifbare Nutzen, die für die Gesellschaft und andere Akteure durch eine verbesserte Umweltqualität entstehen. Solche "erweiterten" ökonomischen Nutzen - meist mit dem Begriff der "Ökosystemdienstleistungen" in Verbindung gebracht - sollen mit der vorliegenden Handlungsanleitung quantifiziert werden.

Weiterhin ist absehbar, dass sich die Folgenabschätzung nach Artikel 13 in Deutschland zunächst auf die Auswirkungen von Maßnahmen in deutschen Meeresgewässern beziehen wird (wobei die internationale Koordination der Maßnahmen ebenfalls verlangt ist).

In den folgenden Abschnitten werden die einzelnen Verfahrensschritte zur Ermittlung der ökonomischen Nutzen von Meeresschutzmaßnahmen beschrieben. Dabei wird der Verfahrensschritt anfänglich jeweils kurz zusammengefasst und in den Kontext des gesamten Verfahrens eingeordnet. Es folgt jeweils eine Kurzbeschreibung des Ziels des Schrittes, erläutert anhand eines Beispiels aus der Arbeit an den Fallstudien (siehe oben), sowie das empfohlene Vorgehen und Hinweise zu Schwierigkeiten und Unsicherheiten. Jeder Arbeitsschritt schließt mit Hinweisen zu Daten- und Forschungsbedarf.

Dabei ist folgendes zu beachten: Bei der Bestimmung von "erweiterten" ökonomischen Nutzen von Umweltverbesserungen durch Maßnahmen entstehen grundsätzlich Unsicherheiten. Diese sind bedingt durch die schwer greifbare Natur der zu bewertenden Nutzen, da diese nicht auf Märkten gehandelt werden. Es gibt also keine Referenzpreise, nach denen die Nutzen von Ökosystemdienstleistungen bewertet werden könnten (für Literaturhinweise zum Thema siehe Kapitel 5).

Die vorliegende Handlungsanweisung stellt hier keine Ausnahme dar. Wie in Kapitel 2 erwähnt, sollen stattdessen die Unsicherheiten klar benannt werden. Dies geschieht über

die Markierung der Arbeitsschritte, in denen Unsicherheiten entstehen können, durch ein einfaches, drei-stufiges System:

!	geringe Unsicherheit.
!!	mittlere Unsicherheit.
!!!	hohe Unsicherheit.

In Verfahrensschritt 10 werden Hinweise gegeben, wie die Ergebnisse des Verfahrens im Hinblick auf die entstehenden Unsicherheiten bewertet werden können.

Weiterhin ist zu beachten, dass aufgrund der Vielseitigkeit der Belastungen sowie der entstehenden Nutzen und profitierenden Sektoren/Bereichen, es in dieser Handlungsanleitung unmöglich ist, auf alle möglichen Situationen und evtl. entstehenden Schwierigkeiten einzugehen. Die Handlungsanleitung versucht stattdessen, die maßnahmenauswählende Stelle flexibel auf die Vielseitigkeit der möglichen Herausforderungen vorzubereiten. Zur Hilfestellung enthält das Kapitel 5 eine Literaturauswahl zum Thema, sowie zu möglichen Daten- und Informationsquellen aus dem In- und Ausland.

VII.3.1 Schritt 1: Bestimmung des Umfangs der Belastung und der entsprechenden Maßeinheit

Zusammenfassung: Ausgangspunkt der Nutzenbestimmung ist zunächst die Analyse der Belastung, die mit der/den geplanten Maßnahme(n) reduziert werden soll, und deren Umfang.

Ziel: Feststellung des Umfangs des Problems bzw. der Belastung, sowie die im weiteren Verlauf des Verfahrens zu nutzende Maßeinheit (soweit quantitative Daten vorliegen).

- Beispiel: Abfallmenge in der Nordsee (Maßeinheit: Tonnen), oder Stickstoff/Phosphor in der Ostsee (Maßeinheit; Tonnen Eintrag/Jahr, oder mg Konzentration/m^3).

Unsicherheiten und Schwierigkeiten: Die Datenlage zu der überwiegenden Mehrheit der in Annex III der MSRL aufgeführten Belastungen ist als unzureichend einzustufen. Es muss erwartet werden, dass entweder auf ältere Datenquellen und/oder auf Studien zurückgegriffen werden muss, die den Umfang der Belastung für ein den deutschen Meeresgewässern über- (z. B. Nordostatlantik) oder untergeordnetes Meeresgebiet (z. B. Jadebusen) bestimmen. Im Falle gänzlich fehlender quantitativer Informationen kann keine Maßeinheit für die Belastung angegeben werden.

!-!!!	Die Informationen zur Belastungssituation stellen das Grundgerüst dar, auf dem die gesamte Nutzenbewertung aufbaut. Sind diese Daten mangelhaft oder veraltet, entstehen - je nach Qualität der Daten - geringe bis signifikante Unsicherheiten, die sich auf das Gesamtergebnis des Verfahrens auswirken.

Empfohlenes Vorgehen: Die Bestimmung des Umfangs der Belastung sollte vorzugsweise über die aktuellsten Forschungsergebnisse zum Thema erfolgen, wie auch über relevante Ergebnisse anderer MSRL-Umsetzungsarbeiten, z. B. der Anfangsbewertungen oder der Definition der verschiedenen Deskriptoren nach Anhang I MSRL. Sind solche Ergebnisse in quantitativer Form vorhanden, wird der untersuchten Belastung auch eine Maßeinheit zugewiesen worden sein, die im Folgenden zu verwenden ist. Beziehen sich die

Forschungsergebnisse auf ein mit den deutschen Meeresgewässern nicht deckungsgleiches Meeresgebiet, müssen die Ergebnisse auf die deutschen Meeresgewässer - auf die sich die Folgenabschätzung von Maßnahmen nach Artikel 13 primär beziehen wird - transferiert werden.

Dazu befinden sich entweder Anhaltspunkte in den vorliegenden Studien - beispielsweise die fundierte Einschätzung, dass die Ergebnisse übertragbar sind - oder der Transfer muss über Annahmen geschehen.

!	Mögliche Annahme: Die deutschen Meeresgewässer weisen die gleiche Belastung/Belastungsdichte auf wie die Gewässer, die in den vorliegenden Studien untersucht wurden (da sich die meisten Belastung im Meer gleichmäßig verteilen).

Sowohl die Datenverfügbarkeit als auch die Möglichkeit, Informationen zu Belastungssituationen auf die deutschen Meeresgewässer zu übertragen, werden je nach Belastung stark schwanken. Es wird empfohlen, bei unzureichender Datenlage bzw. fehlender Übertragbarkeit Experteneinschätzungen zum Thema einzuholen, und bei vollständigem Fehlen von quantitativen Daten die Belastungssituation qualitativ darzustellen.

In einem solchen Fall ist jedoch die Quantifizierung von ökonomischen Nutzen von Belastungsreduzierungen nicht möglich, und das Verfahren sollte auf eine qualitative Beschreibung der Nutzen ausgerichtet werden (siehe Schritt 10).

Daten- und Forschungsbedarf: Viele der in Annex III der MSRL aufgeführten Belastungen sind in den deutschen Meeresgewässern wenig bis gar nicht untersucht. Es besteht dringender Bedarf nach Forschungsergebnissen, sowohl zur Nutzenbestimmung, aber auch im Rahmen der anderen Implementierungsschritte der MSRL (z. B. Anfangsbewertung, guter Umweltzustand und Umweltziele 2012 bzw. erste Revision der Berichte zum Zustand der Meere 2018; Monitoringprogramm bis 2014; Maßnahmenprogramm bis 2015). Es ist daher zu erwarten, dass sich die Situation im Hinblick auf Daten und Forschungsergebnisse in den kommenden Jahren verbessern wird.

VII.3.2 Schritt 2: Bestimmung der Reduktionsziele

Zusammenfassung: Bei der Bestimmung von Belastungsreduzierungen durch eine oder mehrere geplante Maßnahme(n) kann die Analyse der politisch gesetzten bzw. fachlich empfohlenen Minderungsziele als Hilfsgröße dienen.

Ziel: Analyse der politisch gesetzten bzw. fachlich empfohlenen Minderungsziele im Hinblick auf die untersuchte Belastung.

- Beispiel: quantifizierte Definition des guten Umweltzustandes; jährliche deutsche Minderungsziele für den Nährstoffeintrag im Ostseeaktionsplan in Höhe von 240 t (Phosphor) bzw. 5.620 t (Stickstoff).

Unsicherheiten und Schwierigkeiten: Aufgrund der schlechten Datenlage im Hinblick auf viele der Belastungen nach MSRL kann die Definition des guten Umweltzustandes u. U. lediglich als qualitative Beschreibung anstelle eines quantifizierten Minderungszieles vorliegen.

Empfohlenes Vorgehen: Prüfung der aktuellen politisch gesetzten bzw. fachlich empfohlenen Minderungsziele (z. B. zum GUZ und Minderungszielen nach Artikel 9 und 10 MSRL). Falls diese nicht oder nur in qualitativer Form vorliegen, sollte dieser Schritt übersprungen und mit Schritt 3 fortgefahren werden, da die politischen Minderungsziele eine nicht direkt in die Nutzenberechnung einfließende Hilfsgröße darstellen.

Daten- und Forschungsbedarf: Die Festlegung auf quantitative Minderungsziele benötigt eine solide Datengrundlage, die bei den meisten Belastungen (noch) nicht gegeben ist. Entsprechend besteht hier der gleiche Forschungs- und Datenbedarf wie unter Schritt 1 aufgeführt (Belastungssituation in deutschen Meeresgewässern).

VII.3.3 Schritt 3: Bestimmung der Effektivität der ausgewählten Maßnahmen

Zusammenfassung: Ein wichtiger Schritt auf dem Weg zur Bestimmung der Nutzen von Meeresschutzmaßnahmen ist die Festlegung auf eine oder mehrere Maßnahme(n) - ein der Anwendung der Handlungsanleitung vorgelagerter (politischer) Auswahlprozess - und die Abschätzung der mit der Umsetzung der Maßnahmen zu erreichenden Belastungsreduzierungen (Effektivität der Maßnahmen).

Ist diese Abschätzung bereits Teil des Auswahlprozesses gewesen, liegen die benötigten Informationen bereits vor, und dieser Schritt kann übersprungen werden.

Ziel: Abschätzung der Belastungsreduzierungen durch die ausgewählte(n) Maßnahme(n), falls eine solche Abschätzung im Auswahlprozess nicht stattgefunden hat.

- Beispiel: die Maßnahmen erreichen die Ziele des Ostseeaktionsplanes (Reduktion der deutschen Phosphor- und Stickstoffeinträge um 240 t/a bzw. 5.260 t/a).

!	Eine der Bestimmung der Effektivität von Meeresschutzmaßnahmen inhärente Unsicherheit ist die Wirksamkeit im internationalen Kontext, bzw. die Beeinflussung der heimischen Meeresgewässer durch Belastungen als auch Reduktionsmaßnahmen in ausländischen Meeresgebieten.

Unsicherheiten und Schwierigkeiten: Sollten nach Maßnahmenauswahl keine Informationen über die Maßnahmeneffektivität vorliegen, ist damit zu rechnen, dass entweder die Datenverfügbarkeit im Hinblick auf die entsprechende Belastung nicht ausreichend ist (siehe Schritt 1), oder die Wirksamkeit der Maßnahme(n) aus anderen Gründen schwer einzuschätzen ist (z. B. durch Unsicherheiten im Hinblick auf *compliance* oder die Akzeptanz und Umsetzung durch Verbraucher/Unternehmen). In einem solchen Fall ist die Abschätzung der Maßnahmeneffektivität - und somit die gesamte Nutzenbestimmung - mit einer grundsätzlichen, signifikanten Unsicherheit belegt (siehe unten).

Empfohlenes Vorgehen: Falls keine Informationen zu der Wirksamkeit der Maßnahmen vorliegen, werden zwei mögliche Vorgehensweisen empfohlen.

1) Orientierung an den politischen Minderungszielen: Liegen quantifizierte politische Minderungsziele vor, kann der Grad der Zielerreichung durch die Maßnahme(n) im Hinblick auf diese Ziele abgeschätzt und in quantitativer Weise bestimmt werden. Dazu sollten möglichst mehrere Experteneinschätzungen eingeholt werden.

- Beispiel: Die geplanten Maßnahmen erreichen die Ziele des Ostseeaktionsplanes zu 50% (Reduktion der Phosphor- und Stickstoffeinträge um 120 t/a bzw. 2.630 t/a).

!-!!	Je nach Datengrundlage, auf der die befragten Experten ihre Einschätzung basieren, können in diesem Schritt leichte bis mittlere Unsicherheiten entstehen.

2) Orientierung an der Belastung: Sollten keine quantifizierten politischen Minderungsziele vorliegen, kann der Grad der Zielerreichung durch die Maßnahme(n) alternativ im Verhältnis zur Belastung abgeschätzt und anhand der Ergebnisse aus Schritt 1 in quantitativer Weise bestimmt werden. Dazu sollten möglichst mehrere Experteneinschätzungen eingeholt werden.

- Beispiel: Die geplanten Maßnahmen zur Reduzierung mariner Abfälle in der Nordsee erreichen eine 20%ige Reduktion des Abfallaufkommens in der deutschen Nordsee, was - gemessen am in Schritt 1 ermittelten Abfallaufkommen - Reduktionen in Höhe von 4.000 t Abfall entspricht.

!!!	Durch die Unsicherheit der Einschätzung der prozentualen Reduktion durch die Maßnahme(n) und die für die meisten Belastungen und Maßnahmen ohnehin schlechten Datenlage summieren sich die Unsicherheiten bei dieser Vorgehensweise auf ein sehr hohes Niveau.

Daten- und Forschungsbedarf: Zur Effektivität potentieller Meeresschutzmaßnahmen liegen mit einigen Ausnahmen (z. B. Eutrophierung) wenig bis keine Informationen vor. Dies ist zum Teil auf die schlechte Datengrundlage im Hinblick auf die Belastungssituation der Meeresgewässer zurückzuführen. Es wird erwartet, dass im Rahmen des Umsetzungsprozesses der MSRL sowohl die Datengrundlage, als auch das Wissen um die Effektivität von Maßnahmen, verbessert bzw. vergrößert wird.

VII.3.4 Schritt 4: Herstellung des Zusammenhangs zwischen Belastungsreduzierungen und ökonomischem Nutzen

Zusammenfassung: Neben der Abschätzung der Wirksamkeit von Maßnahmen (Schritte 2 und 3) bildet die Identifizierung der sozio-ökonomischen Bereiche bzw. Sektoren[195] (vgl. die Einzelspalten der Tabelle 52) sowie der TEV-Nutzenkategorien[196] (vgl. die Überschriften der Tabelle 52), in denen ökonomische Nutzen entstehen, einen wichtigen Schritt. Diese Identifizierung erfolgt nach einem in Projektmodul 3a entwickelten Vorbild.

195 Orientiert an der deutschen Anfangsbewertung (Marggraf et al. 2011) und ergänzt um den Bereich "Gesellschaft".

196 Der Total Economic Value (TEV) gibt die Summe aus allen Komponenten ökonomischen Nutzens an und wird als vorherrschender Rahmen für Bewertungsansätze ökosystemarer Dienstleistungen angesehen. Es handelt sich dabei um einen anthropozentrischen Ansatz, der den Wert ökosystemarer Güter und Dienstleistungen für den Menschen in den Vordergrund stellt. Ökosystemare Güter und Dienstleistungen sind für den Menschen umso wertvoller, je mehr Nutzen sie stiften. Die (gedankliche) Aufteilung des TEV in seine Komponenten erleichtert es, die Ergebnisse einer Bewertung im Hinblick auf die vollständige Erfassung aller Komponenten zu überprüfen.

Ziel: Bestimmung der TEV-Nutzenkategorien, in denen durch Belastungsreduzierungen Nutzen entstehen.

- Beispiel: Eine Reduktion des Aufkommens mariner Abfälle schafft ökonomische Nutzen in den Sektoren Fischerei, Sportangeln, Aquakultur (direkte Gebrauchswerte - konsumtiv), Tourismus/Erholung, Schifffahrt, Industrie (direkte Gebrauchswerte - nicht-konsumtiv), Landwirtschaft und Gesundheit (indirekte Gebrauchswerte), sowie für die Gesellschaft an sich (Nicht-Gebrauchswerte). Außerdem profitieren alle Sektoren und Bereiche von einer potentiellen zukünftigen Nutzung der Ressource(n) (Optionswerte).

Unsicherheiten und Schwierigkeiten: Die Zuordnung der potentiellen Belastungsreduzierungen durch Maßnahmen zu den entstehenden Nutzen und profitierenden Sektoren und Bereichen ist nicht mit nennenswerten Unsicherheiten behaftet. Allerdings können in bestimmten Fällen die spezifischen Eigenschaften der Belastung darüber entscheiden, ob eine Reduktion derselben überhaupt zu ökonomischen Nutzen führt.

- Beispiel: Nutzen durch die Reduktion der Belastung "Physischer Verlust - Bedeckung bzw. Versiegelung" im Sektor Tourismus/Erholung werden davon abhängen, ob die geschaffenen Strukturen, die den physischen Verlust verursachen, von der Wasseroberfläche bzw. von der Küste aus zu sehen sind (bzw. vor Maßnahmenbeginn zu sehen waren).

Empfohlenes Vorgehen: Anhand von Tabelle 52 können die profitierenden Sektoren und Bereiche, sowie die TEV-Nutzenkategorien, direkt ermittelt werden. Ein Haken in der jeweiligen Zelle der Tabelle bedeutet, dass in diesem Sektor/Bereich ein Nutzen durch eine Maßnahme zur Reduzierung der jeweiligen Belastung zu erwarten ist. Ein Haken in Klammern bedeutet, dass die zugehörige Belastungsreduzierung potentiell nutzenstiftend ist, der Effekt jedoch u.a. davon abhängt, wie groß das Ausmaß der Belastung ist oder ob und wie die Veränderung von den Menschen wahrgenommen wird (siehe Beispiel oben). In einem solchen Fall sollte die Situation unter Zuhilfenahme von Expertenwissen geklärt werden können.

Daten- und Forschungsbedarf: Kein gesonderter Daten- oder Forschungsbedarf.

Tabelle 52: Nutzen von Belastungsreduzierungen durch Maßnahmen.

Belastungen		Gebrauchswerte										Nicht-Gebrauchswerte
		Direkter Gebrauchswert (konsumtiv)			Direkter Gebrauchswert (nicht konsumtiv)				Indirekter Gebrauchs-wert		Options-wert	Altruistischer, Existenz- und Vererbungswert
		Fischerei	Sportangeln	Aquakultur	Tourismus	Erholung	Schifffahrt	Industrie	Gesundheit	Landwirtschaft	Alle betroffenen Sektoren	Gesellschaft
Physischer Verlust	Bedeckung				(✓)	(✓)					✓	✓
	Versiegelung											
Physische Schädigung	Verschlickung						✓				✓	✓
	Abschürfung	✓	✓								✓	✓
	Selektive Entnahme	(✓)	(✓)		(✓)	(✓)					✓	✓
Sonstige physikalische Störungen	Unterwasserlärm	✓	✓		(✓)	(✓)					✓	✓
	Abfälle	✓	✓	✓	✓	✓	✓		(✓)	✓	✓	✓
Interferenzen mit hydrologischen Prozessen	Temperatur	(✓)	(✓)	(✓)							(✓)	(✓)
	Salinität											(✓)
Kontamination durch gefährliche Stoffe	Synth. Stoffe	✓	✓	✓	✓	✓			✓		✓	✓
	Nicht-synth. Stoffe (Öl)											
	Radionuklide											
Systematische und/oder absichtliche Freisetzung von Stoffen	Eintrag anderer fester, flüssiger oder gasförmiger Stoffe	✓	✓	✓	✓	✓			✓		✓	✓
Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material	Düngemittel	✓	✓	✓	✓	✓			✓		✓	✓
	Organisches Material											
Biologische Störungen	Mikrobielle Pathogene								✓		✓	✓
	Invasive Arten	✓	✓				✓	✓	✓		✓	✓
	Fischerei	✓	✓								✓	✓

Quelle: Eigene Darstellung.

VII.3.5 Schritt 5: Bestimmung der Höhe der Nutzen der Belastungsreduzierungen

Zusammenfassung: Mit der Bestimmung der "profitierenden" Bereichen/Sektoren in Verfahrensschritt 4 kann nun die Höhe der Nutzen der Belastungsreduzierungen bestimmt werden. Für die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf die ermittelten Reduzierungen durch die Maßnahme(n) (Schritte 2 und 3) ist es dabei entscheidend, diese Nutzen möglichst "pro Einheit" der Belastungsreduzierung anzugeben.

Die Höhe der entstehenden Nutzen pro Einheit Belastungsreduzierung ist im Projektverlauf auf Basis nationaler und internationaler Bewertungsstudien analysiert und abgeleitet worden (Projektmodul 3b). Da Erhebungsmethoden, Qualität und Verortung der zugrunde liegenden Bewertungsstudien stark variieren, ist in diesem Schritt das Aufzeigen von Unsicherheiten besonders wichtig. Dies geschieht durch eine Differenzierung der Bewertungsgrundlage in drei Klassen (siehe unten).

Ziel: Bestimmung der Höhe der Nutzen der Belastungsreduzierungen pro Einheit der Belastung.

- Beispiel: Die Reduzierung des Aufkommens von marinen Abfällen schafft im Sektor Schifffahrt/Fischerei *pro Tonne verringerten Abfalls* einen ökonomischen Nutzen von 1 Euro_{2010}/Schiff/Jahr.

Unsicherheiten und Schwierigkeiten: Je nach Bewertungsgrundlage und Berechnungsmethode sind die hergeleiteten monetären Werte pro Einheit Belastungsreduzierung mit geringen bis signifikanten Unsicherheiten verbunden. Auf diese wird parallel zur Differenzierung der Bewertungsgrundlagen gesondert hingewiesen.

!-!!!	Je nach Bewertungsgrundlage kommt es in diesem Schritt zu geringen (nicht vermeidbaren) bis signifikanten Unsicherheiten.

Empfohlenes Vorgehen: Anhand der in Anhang I aufgeführten Tabellen kann für jede Belastung der Nutzen pro Einheit Belastungsreduzierung in quantitativer (wenn möglich) und/oder qualitativer Form bestimmt werden.

Dabei werden die errechneten Nutzen je nach Bewertungsgrundlage in die folgenden drei Klassen unterteilt:

- **!** Klasse 1: Bewertungsgrundlage basiert auf tatsächlich entstandenen ökonomischen Schäden (Schadenskosten) und/oder Marktpreisen aus Meeresgebieten der Nord- oder Ostsee.
- **!!** Klasse 2: Bewertungsgrundlage basiert auf der Analyse von Vermeidungskosten (Vermeidungskostenansatz), speziell auf diesen Verwendungszweck zugeschnittenen, in Deutschland durchgeführten Zahlungsbereitschaftsanalysen (bzw. alternativen "stated preference"-Methoden) oder auf tatsächlich entstandenen ökonomischen Schäden (Schadenskosten) und/oder Schadenskosten/Marktpreisen aus Meeresgebieten außerhalb der Nord- und Ostsee.
- **!!!** Klasse 3: Bewertungsgrundlage basiert auf internationalen, nicht speziell zugeschnittenen Zahlungsbereitschaftsanalysen (bzw. alternativen "stated preference"-Methoden). In diese Kategorie fallen außerdem Belastungen, bei

denen der physikalische Zusammenhang zwischen Belastungsreduzierung und Nutzen unklar ist.

Diese Klassifizierung spiegelt gleichermaßen die Höhe der mit der Verwendung der Daten einhergehenden Unsicherheiten wider.

Im Fall von Klasse 3-Daten wird eine Beschreibung und Berücksichtigung der entstehenden Nutzen auf qualitativer Basis empfohlen; zu diesem Zweck beinhalten die Tabellen in Anhang I für jede Belastung auch eine qualitative Beschreibung der entstehenden Nutzen.

Daten- und Forschungsbedarf: Grundsätzlich besteht ein großer Bedarf an Studien, die die ökonomischen Nutzen von Meeresschutzmaßnahmen quantitativ und/oder qualitativ bewerten. So liegen derzeit in den meisten Fällen nur Bewertungsstudien vor, deren Verwendung nicht immer uneingeschränkt empfohlen werden kann. In anderen Fällen existieren keine Bewertungsstudien (z. B. Unterwasserlärm, biologische Störungen, Kontamination durch gefährliche Stoffe).

In dieser Handlungsanleitung werden Studien, die entweder auf Schadenskosten bzw. Marktpreisen beruhen, und/oder die in Deutschland im Hinblick auf den speziellen Verwendungszweck durchgeführt worden sind, gegenüber internationalen und auf "unsicheren" Methoden beruhenden Studien bevorzugt. Zum Zeitpunkt des Verfassens dieser Handlungsanleitung existiert derzeit allerdings deutschlandweit lediglich eine einzelne, speziell zugeschnittene Studie (Meyerhoff/Angeli 2011).

Es besteht also ein großer Bedarf an Studien, die in Deutschland die Nutzen von Meeresschutzmaßnahmen erheben; oder die diese in anderen Meeresgewässern analysieren, und Angaben zur Übertragbarkeit der Ergebnisse auf (in diesem Fall) deutsche Meeresgewässer tätigen.

VII.3.6 Schritt 6: Bezug zu Belastungsreduzierungen durch Maßnahmen

Zusammenfassung: Die in Schritt 5 identifizierten Nutzen pro Einheit Belastungsreduzierung können nun auf die in Schritt 3 ermittelten Reduktionen durch die Maßnahme(n) übertragen werden, um in den Schritten 7 und 8 den Bezug zu den "profitierenden" Gesellschaftsbereichen bzw. Wirtschaftssubjekten ("Nutznießer") herzustellen.

Ziel: Feststellung der ökonomischen Nutzen der Belastungsreduzierungen durch die Maßnahme(n) vor der Übertragung auf die Nutznießer.

- Beispiel: Die geplanten Maßnahmen zur Reduzierung mariner Abfälle in der Nordsee erreichen eine 20%ige Reduktion des Abfallaufkommens in der deutschen Nordsee (4.000 t). Die ökonomischen Nutzen pro Einheit Belastungsreduzierung (= Tonnen) im Sektor "Schifffahrt/Fischerei" betragen laut Tabelle 6 (Anhang I) 1 $Euro_{2010}$/Schiff/Jahr. Übertragen auf die Reduktionen, die durch die Maßnahme(n) erreicht werden, ergeben sich 4.000 $Euro_{2010}$/Schiff/Jahr.

Unsicherheiten und Schwierigkeiten: Es sind keine zusätzlichen Unsicherheiten zu erwarten. Es ist allerdings anzumerken, dass in diesem Schritt mehrere potentiell unsichere Grundlagendaten zu einem Ergebnis zusammengefasst werden, dessen

Aussagekraft dementsprechend geringer einzuschätzen ist. Die Bewertung, ob die generierten Ergebnisse (noch) anwendbar sind, liegt in diesem Fall im Verantwortungsbereich des Anwenders.

- Beispiel: Die inhärenten Unsicherheiten der zugrundeliegenden Bewertungsstudien können sich in diesem Bearbeitungsschritt mit möglicherweise getroffenen Annahmen zur Belastungssituation (Schritt 1) und der Effektivität der Maßnahmen (Schritt 3) zu einem hohen und evtl. nicht tragbaren Unsicherheitsniveau akkumulieren.

Empfohlenes Vorgehen: Die im vorherigen Schritt 5 ermittelten Nutzen pro Belastungsreduzierung werden anhand einer einfachen Multiplikation auf die in Schritt 3 festgestellten Reduktionen durch die Maßnahme(n) übertragen.

Um festzustellen, ob sich in diesem Schritt die Unsicherheiten zu einem nicht mehr tragbaren Niveau akkumulieren, wird das Hinzuziehen von Experten und - im Falle einer weiteren Anwendung - ein deutliches Aufzeigen der mit der Herangehensweise verbundenen Unsicherheiten empfohlen.

Daten- und Forschungsbedarf: Kein gesonderter Daten- oder Forschungsbedarf.

VII.3.7 Schritt 7: Bestimmung der Nutznießer der Maßnahmen

Zusammenfassung: Um den Gesamtnutzen von Belastungsreduzierungen durch Maßnahmen bestimmen zu können, ist es nun notwendig, die Anzahl an profitierenden Personen/Wirtschaftssubjekten festzustellen, um im folgenden Schritt 8 die in Schritt 6 ermittelten Nutzen der Maßnahme(n) auf den betroffenen Personenkreis bzw. die betroffenen Wirtschaftssubjekte zu übertragen.

Ziel: Bestimmung und Analyse der Nutznießer.

- Beispiel: Von den geplanten Maßnahmen zur Reduzierung mariner Abfälle in der Nordsee profitiert u. a. der Sektor "Schifffahrt/Fischerei". Die ökonomischen Nutzen im Sektor "Schifffahrt/Fischerei" betragen laut Schritt 6 4000 $Euro_{2010}$/Schiff/Jahr. In diesem Schritt 7 muss also die Anzahl der an der (in diesem Fall) deutschen Nordseeküste stationierten Schiffe/Fischerboote ermittelt werden.

Empfohlenes Vorgehen: Aufgrund der Unterschiedlichkeit der in diesem Schritt benötigten Daten - beispielsweise Anzahl Schiffe/Fischerboote an der Nordseeküste, oder die Anzahl individueller Besucher an der Ostsee - kann an dieser Stelle kein spezifisches Vorgehen pro Belastung bzw. Nutzen aufgezeigt werden. Es können aber allgemeine Empfehlungen gegeben werden:

1) Zu Beginn sollte klar formuliert werden, welche Daten benötigt werden. Dies ist - soweit absehbar - durch das "Format" der in den Schritten 5 und 6 identifizierten Nutzen vorgegeben.

- Beispiel: Das Ergebnis von Schritt 6 lautet "pro Haushalt", oder "pro Besucher" - entsprechend ist in diesem Schritt die Anzahl der Besucher bzw. der profitierenden Haushalte zu bestimmen.

!	Die Orientierung an den in Schritt 5 und 6 identifizierten Nutzen ist zur Quantifizierung notwendig, zieht aber auch eine inhärente Unsicherheit mit sich: die verwendete Bewertungsstudie bestimmt durch die in der Studie verwendete Nutznießer direkt, welche Nutzergruppe(n) von Belastungsreduzierungen profitieren, es findet also quasi eine "Vorauswahl" der Nutznießer statt. Diese Unsicherheit ist nicht zu beheben, führt aber durch die Einengung des Fokus eher zu einer Unter- als zu einer Überschätzung der Nutzen.

2) Grundsätzlich sollten nur primär Daten aus amtlichen Quellen, d. h. des Statistischen Bundesamtes, der Statistischen Landesämter sowie der Landkreise o. ä. genutzt werden. Für einige Belastungen können auch Daten von anderen staatlichen/nationalen oder zwischenstaatlichen/internationalen Behörden bzw. Organisationen relevant sein (eine Auswahl an Web-Adressen findet sich in Kapitel 5).

3) Sind keine passenden Daten aus staatlichen Quellen vorhanden, muss auf nicht-amtliche Daten von Verbänden, Nicht-Regierungsorganisationen und aus "grauer" Literatur zurückgegriffen werden.

4) In Anhang II findet sich eine Tabelle, die die im Rahmen der Fallstudienarbeit erhobenen Daten widergibt, sowie die Herleitung derselben inklusive der verbundenen Unsicherheiten erläutert. Diese Daten können verwendet werden, solange keine aktuelleren offiziellen Daten erhältlich sind.

5) Um den zukünftigen Arbeitsaufwand zu verringern, wird gleichzeitig empfohlen, diese Tabelle zu einer Datenbank auszubauen, die die für eine Nutzenbewertung notwendigen, spezifischen Daten enthält.

Unsicherheiten und Schwierigkeiten: In einigen Fällen kann es schwierig sein, die Nutznießer zu bestimmen. Dies trifft insbesondere im Fall der Verwendung von Zahlungsbereitschaftsanalysen (ZBA) zu, da die Bestimmung, welche Bevölkerungsgruppe zum zahlungswilligen Personenkreis hinzugerechnet werden soll, einerseits das Ergebnis stark beeinflusst, und andererseits eine höchst subjektive Entscheidung darstellen kann.

- Beispiel: Die ermittelte Zahlungsbereitschaft (ZB) für die Reduzierung einer Umweltbelastung in der Ostsee beträgt 2 Euro/Haushalt/Jahr. In der ZBA ist methodisch deutlich gemacht worden, dass es sich hier um Nutzungs-unabhängige Werte handelt, die ZB besteht also für die Nicht-Gebrauchs- und/oder Optionswerte. Da es sich bei Nicht-Gebrauchswerten um nutzungsunabhängige Werte handelt, kann die Personengruppe, auf die die Angaben bezogen werden, stark schwanken – so könnte die Bevölkerung Deutschlands, Mittel- und Nordeuropas, oder sogar der Erde, ein gesundes Ökosystem in der Ostsee wertschätzen.

Diese inhärente Schwierigkeit lässt sich nur vermeiden durch die Nicht-Verwendung von ZBA bzw. anderen Studien, in denen die Herstellung des Bezugs zur Nutznießer schwierig ist. Falls die Verwendung unabdingbar ist, sollte zum einen klar auf die verbundenen Unsicherheiten hingewiesen werden, und zum anderen eine Bandbreite (Spanne) von Ergebnissen ermittelt werden.

- Beispiel: Im oben angeführten Beispiel könnten Werte unter Berücksichtigung der Haushalte der an die Ostsee grenzenden Bundesländer, des gesamten

Bundesgebietes und aller Ostsee-Anrainerstaaten generiert und die Unterschiede demonstriert werden.

!-!!!	Je nach Datenverfügbarkeit, Quelle und Subjektivität der Nutznießerauswahl kommt es in diesem Schritt zu geringen (nicht vermeidbar) bis signifikanten Unsicherheiten.

Daten- und Forschungsbedarf: Die für die Bestimmung der Nutznießer notwendigen, spezifischen Informationen liegen zum größten Teil nicht in der Form vor, in der sie benötigt werden. Um den zukünftigen Arbeitsaufwand zu verringern, wird empfohlen, solche Daten frühzeitig zu erheben und in eine speziell auf die Ermittlung von Nutzen von Meeresschutzmaßnahmen ausgerichtete Datenbank zu überführen.

VII.3.8 Schritt 8: Errechnung der Nutzen: Nutzen pro Belastungsreduzierung x Nutznießer

Zusammenfassung: Um den Gesamtnutzen von Belastungsreduzierungen durch Maßnahmen bestimmen zu können, ist es nun notwendig, die in Schritt 6 ermittelten Nutzen der Maßnahme(n) auf den in Schritt 7 identifizierten Personenkreis bzw. die betroffenen Wirtschaftssubjekte zu übertragen.

Ziel: Kalkulation des Gesamtnutzens der Maßnahme(n) durch Multiplikation (Nutzen der Maßnahme(n) pro Belastungsreduzierung x Menge der Nutznießer.

- Beispiel: Die ökonomischen Nutzen von Maßnahmen zur Reduzierung mariner Abfälle in der Nordsee im Sektor "Schifffahrt/Fischerei" betragen laut Schritt 6 4.000 $Euro_{2010}$/Schiff/Jahr, bei einer Anzahl von ca. 300 kleinen, an der deutschen Nordseeküste stationierten Fischereifahrzeugen (siehe Anhang II). Es ergeben sich im Sektor Schifffahrt/Fischerei demnach ökonomische Nutzen durch vermiedene Schäden an Schiffen und Ausrüstung in Höhe von 4.000 $Euro_{2010}$ x 300 Fahrzeuge = 1.200.000 $Euro_{2010}$/Jahr.

Empfohlenes Vorgehen: Schritt 8 stellt eine einfache Multiplikation der in den Schritten 5-7 ermittelten Informationen dar.

Nichtsdestotrotz wird empfohlen, an dieser Stelle zusammenfassend auf die (akkumulierten) Unsicherheiten im Verfahren hinzuweisen (soweit dies nicht in vorherigen Schritten bereits geschehen ist), also deutlich zu machen, an welchen Stellen Datenlücken durch Annahmen geschlossen werden mussten, und auf welcher Studiengrundlage die ökonomische Bewertung vorgenommen wurde.

Unsicherheiten und Schwierigkeiten: Keine zusätzlichen Unsicherheiten oder Schwierigkeiten.

Daten- und Forschungsbedarf: Kein gesonderter Daten- oder Forschungsbedarf.

VII.3.9 Schritt 9: Aufsummierung der ermittelten Nutzen

Zusammenfassung und Ziel: In diesem Schritt werden die in den vorherigen Schritten ermittelten ökonomischen Nutzen von Maßnahmen zu einem Gesamtnutzen aufsummiert.

- Beispiel: Durch eine Reduzierung mariner Abfälle entstehen im Sektor Schifffahrt/Fischerei jährliche Nutzen in Höhe von 1.2 Mio. $Euro_{2010}$, im Sektor

Landwirtschaft 68.000 - 95.000 $Euro_{2010}$, und im Sektor Sportangeln 20.400 - 51.200 $Euro_{2010}$. Diese Nutzen werden zu einem jährlichen Gesamtnutzen in Höhe von 1.288.400 - 1.346.200 $Euro_{2010}$ aufsummiert.

Empfohlenes Vorgehen: Schritt 9 stellt eine einfache Aufsummierung der in den Schritten 5-8 ermittelten Informationen dar.

Unsicherheiten und Schwierigkeiten: Keine zusätzlichen Unsicherheiten oder Schwierigkeiten.

Daten- und Forschungsbedarf: Kein gesonderter Daten- oder Forschungsbedarf.

VII.3.10 Schritt 10: Qualitative Beschreibung der nicht-monetarisierten Werte und Sekundärnutzen

Zusammenfassung: Bei der Anwendung der Handlungsanleitung wird empfohlen, den Nutzen von Belastungsreduzierungen, deren Quantifizierung mit sehr großen Unsicherheiten verbunden ist, stattdessen qualitativ zu beschreiben. Das gleiche gilt für die schwer zu erfassenden Sekundärnutzen[197] von Maßnahmen.

Ziel: Beschreibung der Nutzen von Meeresschutzmaßnahmen und Sekundärnutzen in qualitativer statt quantitativer Weise.

- Beispiel: Die Nicht-Gebrauchswerte einer Reduzierung des Aufkommens mariner Abfälle sind nur über die Ergebnisse von ZBA aus Nordamerika zu quantifizieren (mit hohen Unsicherheiten). Die entstehenden Nutzen sollten dementsprechend qualitativ beschrieben werden.

Empfohlenes Vorgehen: Die Entscheidung, ab welchem Punkt die Quantifizierung von ökonomischen Nutzen mit zu vielen Unsicherheiten behaftet ist, um noch politische Aussagekraft zu besitzen, liegt im Ermessen des Anwenders. Als Hilfe können folgende Hinweise dienen:

1) Wird im Verfahren einmal auf Daten oder Studien zurückgegriffen, die mit **!!!** gekennzeichnet sind, so besteht grundsätzlich ein Verdacht auf hohe Unsicherheiten.

2) Summieren sich im Verfahren über mehrere Arbeitsschritte die Unsicherheiten zu >5 **!**, besteht ebenfalls ein dringender Verdacht auf hohe Unsicherheiten.

Zur Unterstützung der qualitativen Beschreibung von Nutzen von Maßnahmen kann auf die in den Tabellen in Anhang I angeführten Textbausteine und die ausführlicheren Beschreibungen im Bericht der Projektmodule 3a/3b zurückgegriffen werden.

Sollen Sekundärnutzen in die Nutzenbetrachtung einbezogen werden, sei auf den Bericht zu Projektmodul 3a/3b verwiesen, in dem in einer nicht-erschöpfenden Liste einige der möglichen Sekundärnutzen aufgeführt sind. Weitere Sekundärnutzen sollten unter Zuhilfenahme von Expertenwissen identifiziert und beschrieben werden.

---

197 In dieser Handlungsanleitung werden Sektoren und Bereiche analysiert, die direkt von Meeresschutzmaßnahmen beeinflusste werden. Darüber hinaus ist es möglich, dass weitere Wirtschaftssektoren, die mit den direkt betroffenen Sektoren/Bereichen in Verbindung stehen, indirekt von den Belastungsreduzierungen beeinflusst werden. Diese Effekte werden als sekundäre Effekte beschrieben und umfassen Auswirkungen auf z. B. Zulieferer- oder Verkehrsbetriebe.

Daten- und Forschungsbedarf: Es gelten die gleichen Aussagen, die in den vorherigen Schritten getroffen wurden - grundsätzlich besteht ein hoher Daten- und Forschungsbedarf im Hinblick auf alle Belastungen und die daraus entstehenden ökonomischen Nutzen. Verbessert sich die quantitative Datenlage, so wird die qualitative Datenlage ebenfalls verbessert.

VII.3.11 Schritt 11: Optionale Sensitivitätsanalyse durch Vergleich mit "Globalstudien"

Zusammenfassung: Einige Bewertungsstudien nehmen eine aggregierte Bewertung der Nutzen von Reduzierungen einer bestimmten Belastung vor und beziehen sich nicht auf einzelne Aspekte wie z. B. den Erholungsnutzen. Eine Ableitung von Werten für Einzelnutzen im Sinne des TEV ist auf Basis dieser Studien meist nicht möglich, sie können aber als Vergleichsgröße herangezogen werden, um das Gesamtergebnis dieses Verfahrens (also die akkumulierten Nutzen in allen betroffenen Sektoren/Bereichen) mit einer derartigen "Globalstudie" abzugleichen.

Ziel: Vergleich des Gesamtergebnisses dieses Verfahrens mit einer Studie, die Nutzen nicht einzeln, sondern in der Summe bewertet.

- Beispiel: *Söderqvist* (1996) ermittelte einen Gesamtnutzen (Gebrauchs- und Nichtgebrauchswerte) für eine Reduzierung der Eutrophierung auf ein für die Ostsee nachhaltiges Niveau, mit dem Ergebnis eines jährlichen aggregierten Nutzens in Höhe von 58.430 EUR_{2010} pro vermiedener Tonne N-Eintrag bzw. eines jährlichen Gesamtnutzens (bei der Einhaltung entsprechender Reduktionsziele) in Höhe von 318 Mio. EUR_{2010}. Diese Zahlen können mit den Ergebnissen dieses Verfahrens verglichen werden, um einen Vergleichsmaßstab zu erhalten und eine bessere Einschätzung der Verlässlichkeit der Ergebnisse abgeben zu können.

Empfohlenes Vorgehen: Voraussetzung einer Sensitivitätsanalyse durch Vergleiche mit "Globalstudien" setzen die Verfügbarkeit solcher Studien voraus[198]. Ist eine solche vorhanden, sollte geprüft werden, ob in der Studie tatsächlich der "aggregierte Gesamtnutzen" abgefragt wird, und nicht doch einzelne Nutzen erwähnt werden. Dies kann eine ausführliche Prüfung der Studie nach sich ziehen, da solche methodischen Details oft nicht vollständig transparent beschrieben werden. Beachtet werden sollte weiterhin, dass viele solcher Studien ebenfalls auf unsicheren Methoden basieren - so ist es möglich, dass die verglichenen Ergebnisse um mehrere Potenzen voneinander abweichen. In einem solchen Fall wird ebenfalls eine genaue Prüfung der "Globalstudie" empfohlen, um eventuelle methodische Schwächen identifizieren zu können.

Weichen die Ergebnisse sehr weit voneinander ab, und konnte keine offensichtliche methodische oder andere Schwäche in der verwendeten Globalstudie identifiziert werden, wird empfohlen, diesen Wert als alternativen Wert ebenfalls in die KNA einzubeziehen, z. B. in Form von Bandbreiten.

---

198 An dieser Stelle sei auf die in diesem Projekt erstellte Zusammenstellung verwiesen, die bis 2011 veröffentlichte Studien zur Nutzenermittlung mit Meeresschutzbezug enthält. Diese kann über das Umweltbundesamt, wasser@uba.de, Stichwort: Studienliste KNA MSRL bezogen werden.

VII.4 Schlussbemerkungen

Die vorliegende Handlungsanleitung zur Bewertung ökonomischer Nutzen von Meeresschutzmaßnahmen im Rahmen der MSRL-Implementierung in Deutschland behandelt "methodisches Neuland". Es existieren bislang keine anerkannten Methoden, die es Entscheidungsträgern erlauben würden, die Nutzen solcher Maßnahmen - für Wirtschaftsunternehmen, aber vor allem für die Gesellschaft als Ganzes - als begleitendes, unterstützendes Element in die Entscheidungsfindung einzubeziehen - zu groß sind methodische Unsicherheiten und Arbeitsaufwand, zu gering Akzeptanz und fachliches Wissen. Diese Mängel versucht diese Handlungsanleitung etwas abzumildern, und maßnahmenauswählenden Stellen als Leitfaden durch die ökonomische Bewertung von Nutzen von Maßnahmen zu dienen.

Es bleibt anzumerken, dass eine verbesserte Datenlage, die im Verlauf der nächsten Arbeitsschritte der Implementierung der MSRL zu erwarten ist, auch die Anwendung der Handlungsanleitung zum Positiven verändern wird. Unklar ist, inwieweit die Handlungsanleitung an solche Entwicklungen angepasst werden muss. Insbesondere im Fall einer verbesserten Verfügbarkeit von Bewertungsstudien müsste z. B. Verfahrensschritt 5 und die Tabellen des Anhang I entsprechend überarbeitet werden. Andere möglicherweise notwendigen Anpassungen der Handlungsanleitung sind nicht vorhersehbar.

Des Weiteren gilt es - im Rahmen der internationalen Koordination der Maßnahmen - auch die Verfahren zur Nutzeneinschätzung der Maßnahmen zu koordinieren, um zu vergleichbaren Ergebnisse zu gelangen. Bei der Betrachtung von Nutzen, um die sich diese Handlungsanleitung ausschließlich kümmert, darf allerdings die "andere Seite der Medaille" bei der Analyse von Maßnahmen nicht vergessen werden: die Kosten von Maßnahmen müssen separat ermittelt werden - ein Unterfangen, das sich unter Umständen als ebenso schwierig erweisen kann, wie die Ermittlung der Nutzen, wie die Erfahrungen mit der WRRL zeigen.

VII.5 Weiterführende Hinweise und Literatur

VII.5.1 Datenquellen

Im Folgenden wird dargelegt, welche amtlichen und nicht-amtlichen Quellen zur Recherche von statistischen Primärdaten genutzt werden können.

Fischerei:

Datenquellen amtlich:

- Destatis (Statistisches Bundesamt, www.destatis.de).
- Eurostat (http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/eurostat/home).
- BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, www.bmelv-statistik.de).
- Fischerei in Deutschland - Portal des Bunds und der Länder (http://www.portal-fischerei.de/index.php?id=1016).

Datenquellen nicht-amtlich:

- Fisch-Informationszentrum e.V. (www.fischinfo.de).
- COFAD (2004): Die Küstenfischerei in Niedersachsen - Stand und Perspektiven (http://www.cofad.de/download/FischNI-kurz-Web.pdf).

Sportangeln:

In Deutschland insgesamt wird die Anzahl der Angler auf 1,6 Millionen geschätzt (Dies umfasst Angler an allen Gewässertypen, die Anzahl der Sportangler am Meer ist dementsprechend geringer (die genaue Höhe ist nicht bekannt).

Datenquellen nicht-amtlich:

- Arlinghaus (2004).
- Verband deutscher Sportfischer e.V. (http://www.vdsf.de/).
- Deutscher Anglerverband e.V. (http://www.anglerverband.com/).

Aquakultur:

- Landesämter für Landwirtschaft/Umwelt der Küstenländer.

Tourismus:

In der ökonomischen Anfangsbewertung im Rahmen der Umsetzung der MSRL werden im Jahr 2009 Gästeübernachtungen veranschlagt von 41,2 Mio. für den Nordseeraum und 58,1 Mio. für den Ostseeraum. Diese Zahlen umfassen sowohl Beherbergungsbetriebe als auch Campingplätze und private Übernachtungsmöglichkeiten.

Datenquellen amtlich:

- Destatis (Statistisches Bundesamt, www.destatis.de).
- Statistische Landesämter.
- Deutsche Anfangsbewertung Nord- und Ostsee (http://www.meeresschutz.info/index.php/berichte.html).

- Marggraf et al. 2012: http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/downloads/meere/gutachten_zur_erstellung_der_oekonomischen_anfangsbewertung.pdf).

Datenquellen nicht-amtlich:

- Tourismusbarometer der Sparkassenverbände (www.s-tourismusbarometer.de).
- Brandt, A.C. und Wollesen, A. (2009): Tourism and Recreation. Quality Status Report 2009 (http://www.waddensea-secretariat.org/QSR-2009/03.4-Tourism-recreation-%2810-05-31%29.pdf).

Erholung:

Datenquellen amtlich:

- Destatis (Statistisches Bundesamt, www.destatis.de).
- Statistische Landesämter und Ministerien.

Datenquellen nicht-amtlich:

- Tourismusbarometer der Sparkassenverbände (www.s-tourismusbarometer.de).

Schifffahrt:

Bestand an deutschen Seehandelsschiffen ab Bruttoraumzahl 100 im Jahr 2010: 571 (Destatis, unterschieden in Fahrgast-, Trockenfracht- und Tankschiffe).

Datenquellen amtlich:

- Destatis (Statistisches Bundesamt, www.destatis.de) .
- BSH (Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, www.bsh.de).
- WSD Nordwest (Wasser- und Schifffahrtsdirektion Nordwest, http://www.wsd-nordwest.wsv.de/).
- Forschungsinformationssystem des BMVBS (http://www.forschungsinformationssystem.de/servlet/is/1/).

Datenquellen nicht-amtlich:

- Marina Guide - Yachthafenführer (http://www.marina-guide.de/).

Industrie:

Mit Ausnahme von Offshore-Windenergieanlagen liegen keine getrennten Statistiken für die Nord- und Ostsee vor.

Datenquellen amtlich:

- E-PRTR (European Pollutant Release and Transfer Register (http://prtr.ec.europa.eu/): Standorte, Kapazitäten und Schadstoffausstoß von Industrieanlangen und Kraftwerken.
- BSH (Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, www.bsh.de).

Gesundheit:

Es liegen keine getrennten Statistiken für die Nord- und Ostsee vor.

Datenquellen amtlich:

- WHO (World Health Organization):
  - Guidelines for safe recreational waters. Volume 1 - Coastal and fresh waters: (http://www.who.int/water_sanitation_health).
  - Global Burden of Disease 2004 Update: Disability Weights for Disease and Conditions (http://www.who.int/healthinfo/).

Landwirtschaft:

Es liegen keine getrennten Statistiken für die Nord- und Ostsee vor.

Datenquellen amtlich:

- BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, www.bmelv-statistik.de).
- Statistische Landesämter und Ministerien.

VII.5.2 Kosten-Nutzen Betrachtungen und ökonomische Bewertungen

Department for Communities and Local Government (DCLG) (2009): Multi-criteria analysis: a manual (http://eprints.lse.ac.uk/12761/1/Multi-criteria_Analysis.pdf).

European Commission, DG Environment - Environment and Economics: http://ec.europa.eu/environment/enveco/

- European Commission, DG Environment (Hrsg.) (2012): Economic assessment of policy measures for the implementation of the Marine Strategy Framework Directive (http://ec.europa.eu/environment/enveco/water/pdf/report.pdf).

European Commission - Impact Assessment Guidelines (http://ec.europa.eu/governance/impact/index_en.htm).

Nunes, P. A. L. D., Ding, H. und Markandya, A. (2009): The Economic Valuation of Marine Ecosystems (http://www.sesame-ip.eu/doc/Nunes_et_al.pdf).

Pearce, David; Atkinson, Giles; Mourato, Susana (2006): Cost-Benefit Analysis and the Environment - Recent Developments, OECD publishing (http://www.lne.be/themas/beleid/milieueconomie/downloadbare-bestanden/ME11_cost-benefit%20analysis%20and%20the%20environment%20oeso.pdf).

UNEP und WCMC (2011): Marine and Coastal Ecosystem Services: Valuation Methods and their Practical Application. In: UNEP-WCMC Biodiversity Series No. 33 (http://www.unep.org/dewa/Portals/67/pdf/Marine_and_Coastal_Ecosystem.pdf).

VII.5.3 Ökosystemdienstleistungen

Beaumont, N. J., Austen, M. C., Atkins, J. P., Burdon, D., Degraer, S., Dentinho, T. P., Derous, S., Holm, P., Horton, T., van Ierland, E., Marboe, A. H., Starkey, D. J., Townsend, M., Zarzycki, T. (2007). Identification, Definition and Quantification of Goods and Services Provided by Marine Biodiversity: Implications for the Ecosystem Approach. In: Marine Pollution Bulletin 54, S. 253-265 (http://www.sesame-ip.eu/doc/Beaumont_at_al_2007_biodiversity_and_ecosystem_service.pdf).

Defra (Department for Environment, Food and rural Affairs) (2007). An Introductory Guide to Valuing Ecosystem Services. Department for Environment, Food and Rural Affairs (http://archive.defra.gov.uk/environment/policy/natural-environ/documents/eco-valuing.pdf).

Millenium Ecosystem Assessment: http://www.maweb.org/en/index.aspx.

- MEA (2005). Ecosystems and Human Well-Being: Wetlands and Water – A Synthesis. World Resources Institutut (http://www.maweb.org/documents/document.358.aspx.pdf).
- MEA (2011). Overview of the Milliennium Ecosystem Assessment. What is the Millennium Ecosystem Assessment? (http://www.maweb.org/en/About.aspx).

The Economics of Ecosystems and Biodiversity (http://www.teebweb.org/).

VII.5.4 Informationen aus anderen Mitgliedstaaten und internationalen Organisationen zur Umsetzung der MSRL

Arcadis Belgium (2010). Inventory of the socio-economic activities affecting the Belgian marine waters and the related developments within the European Marine Strategy Framework Directive 2008/56/EC. Final Report (www.vliz.be/imisdocs/publications/216937.pdf).

Agence des aires marines protégées/Ifremer (2010): Évaluation Initiale Volet Analyse économique et sociale Guide technique en vue de la réalisation des projets d'analyse (http://wwz.ifremer.fr/dcsmm/content/download/38683/528616/file/Guide%20technique%20PI.pdf).

DEFRA (2009): Scoping Study for Elements of the Marine Strategy Framework Directive - Impact Assessment Evidence Base (http://randd.defra.gov.uk/Document.aspx?Document=ME5101_9114_FRP.pdf).

EFTEC/ENVECO (2010): OSPAR Regional Economic and Social Assessment for the Marine Strategy Framework Directive – draft works specification (http://sciencesearch.defra.gov.uk/Document.aspx?Document=me5103_9927_FRP.pdf).

SEPA (Swedish Environmental Protection Agency/Hrsg.) (2008). The economic value of ecosystem services provided by the Baltic Sea and Skagerrak. Existing information and gaps of knowledge. Report 5874, Dezember 2008 (http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-5874-6.pdf).

Van der Veeren, R. (2009): Economische analyse van het gebruik van de Noordzee (http://www.noordzeeloket.nl/krm/stand_van_zaken/nationaal_traject/Economische_analyses_2010).

WG ESA (2010): Economic and social analysis for the initial assessment for the MSFD: A Guidance Document - a legally non binding Document – 21. Dezember 2010 (http://circa.europa.eu/Members/irc/env/marine/library?l=/implementation_coordinat/economic_analysis/3-legal_documents/assessment_documentpdf/_EN_1.0_&a=d).

VII.6 Anhang I: Nutzen pro Einheit Belastungsreduzierung

Die folgenden Tabellen enthalten die Informationen, die zur Durchführung von Verfahrensschritt 5 notwendig sind. Zur Verwendung noch folgende Anmerkungen:

- Die Tabellen sind nach den in Anhang III, Tabelle 2 der MSRL kategorisierten Belastungen gegliedert, d. h. nach Auswahl des Maßnahmenbündels und der Identifizierung der betroffenen Sektoren in den vorherigen Verfahrensschritten kann die Höhe des errechneten Nutzens pro Einheit Belastungsreduzierung bestimmt werden.
- Die Verwendung der Tabellen ist selbsterklärend: auf der linken Seite finden sich die TEV-Nutzenkategorien und die zugehörigen Sektoren und Bereiche. Es folgen eine allgemeine qualitative Beschreibung der Nutzen von Maßnahmen zur Reduzierung der jeweiligen Belastung, und, soweit vorhanden, die quantitative Abschätzung in monetären Einheiten. Darüber hinaus werden die Unsicherheiten in die drei Klassen **!-!!!** klassifiziert, sowie Informationen zu Methodik und Quellen gegeben.
- Für einige Belastungen sind keine Bewertungsstudien vorhanden. In diesen Fällen konnte kein monetärer Wert generiert werden, und es muss auf die qualitative Beschreibung ausgewichen werden.

Tabelle 53: Physischer Verlust - Bedeckung und Versiegelung

Belastung: Physischer Verlust (Bedeckung, Versiegelung)		**Nutzen**				**Quellen**
		Qualitative Beschreibung	**Quantitativ**	**Unsicherheit**	**Methodik**	
TEV-Nutzenkategorie	**Sektor/Bereich**					
Direkte Gebrauchswerte (nicht konsumtiv)	Tourismus Erholung	Eine Reduzierung des physischen Verlusts weiteren Meeresgrunds hat den direkten Effekt, dass die Verlustrate insbesondere kleinräumiger Habitate (Kies- und Schillgründe, biogene Riffe wie z.B. Miesmuschelbänke, Sabellariariffe) abnimmt. Dadurch verringert sich das Potenzial von Veränderungen der lokalen benthischen und demersalen (bodennahen) Lebensgemeinschaften. In der Folge verringert sich das Potenzial von lokalen Veränderungen der Diversität, von Nahrungsnetzen, von Energieflüssen und Materialzyklen am Ort des Eingriffs und durch Veränderung der Stoffflüsse und Strömungsverhältnisse auch in der Nachbarschaft des Eingriffs. Von der Küste oder der Meeresoberfläche aus sichtbare Überbauungen (z.B. Windkraftanlagen) können einen negativen Einfluss auf das touristische Potential bzw. die Attraktivität für Erholungssuchende darstellen.	0,001 - 0,005 pro kWh Windenergie und km Entfernung von der Küste	!!!	ZBA	Grundlagen: Orejas et al. (2005); ICES (2007); Sutton und Boyd (2009); Rice et al. (2010). Studien: Ladenburg/ Dubgaard (2007); Ladenburg (2007); Ott et al. (2006); Reumann-Schwichtenberg et al. (2011).
Options- und Nicht-Gebrauchswerte	Gesellschaft Tourismus Erholung		0,55 EUR_{2010}/m^2 bedeckte/ versiegelte Fläche	!!-!!!	Wiederherstellungs-kosten (landbasiert; übertragen auf den Meeresboden)	

Tabelle 54: Physische Schädigung - Verschlickung

Belastung: Physische Schädigung (Verschlickung)		**Nutzen**				**Quellen**
		Qualitative Beschreibung	**Quantitativ**	**Unsicherheit**	**Methodik**	
TEV-Nutzenkategorie	**Sektor/Bereich**					
Direkte Gebrauchswerte (nicht konsumtiv)	Schifffahrt	Als direkter Effekt einer Reduzierung der Verschlickung/Verlandung verringert sich das Potenzial der teilweisen oder vollständigen Bedeckung rezenter Benthoshabitate durch Schlick. In der Folge verringert sich das Potenzial von lokalen Veränderungen der Diversität und der Nahrungsnetze, Energieflüsse und Materialzyklen am Ort (und durch Veränderung der Stoffflüsse und Strömungsverhältnisse auch in der Nachbarschaft) des Eingriffs (erhöhte Biodiversität). Eine geringere Verschlickung führt zudem dazu, dass beispielsweise Hafenanlagen weniger ausgebaggert werden müssen, was den Nutzen ebenfalls positiv beeinflusst (in der Schifffahrt). Effekte auf den Tourismus und die Erholung hätte eine Reduzierung der Verschlickung vermutlich nur, falls die vorhandenen Spuren der Verschlickung vorher für die Nutzer der Strand- und Wasserflächen sichtbar war und ihre Wertschätzung für das entsprechende Gebiet geschmälert hat. Die Gesellschaft profitiert von einer Reduzierung der Verschlickung über die Erhöhung der Nicht-Gebrauchswerte. Diese werden durch die (fortdauernde) Existenz eines nicht oder möglichst wenig gestörten Ökosystems positiv beeinflusst werden.	10,65 EUR_{2010} pro m^3 Baggergut im Hafen.	!	Schadenskosten/ Marktpreise	Grundlagen: Eversberg (1990); Jensen et al. (1991); Frihy et al. (1998); BSH (2008b); Cyrus et al. (2008); Rice et al. (2010). Studien: Ott et al. (2006); Reumann-Schwichtenberg et al. (2011); WWF (2006).
Options- und Nicht-Gebrauchswerte	Gesellschaft Schifffahrt		0,55 EUR_{2010}/m^2 verschlickte Fläche	!!-!!!	Wiederherstellungs-kosten (landbasiert; übertragen auf den Meeresboden)	

Tabelle 55: Physische Schädigung - Abschürfung

Belastung: Physische Schädigung (Abschürfung)		**Nutzen**				**Quellen**
		Qualitative Beschreibung	**Quantitativ**	**Unsicherheit**	**Methodik**	
TEV-Nutzenkategorie	**Sektor/Bereich**					
Direkte Gebrauchswerte (konsumtiv)	Fischerei	Als direkter Effekt einer Reduzierung der Abschürfungsschäden am Meeresgrund verringern sich die Verluste an der lokalen Bodenfauna ebenso wie temporäre Umwälzungen und Aufwirbelungen des Oberflächensediments. Dadurch verringern sich auch die Freisetzung von Nährstoffen und die Resuspension von Schadstoffen, sowie von organischen zehrenden Substanzen, die an Schlickböden zu Sauerstoffzehrung führen können. In der Folge verringert sich das Potenzial von Veränderungen lokaler benthisch und demersal (bodennah) lebender Lebensgemeinschaften. Es erhöht sich die Wahrscheinlichkeit der „Erholung" bereits veränderter Bodenlebensgemeinschaften hin zu Gemeinschaften mit einem größeren Anteil langlebiger Organismen. In der Folge erhöht sich das Potenzial der Normalisierung der Diversität, von Nahrungsnetzen, von Energieflüssen und Materialzyklen am Meeresgrund. Eine Reduzierung der Abschürfung hat zunächst einen positiven Einfluss auf den direkten konsumtiven Gebrauchswert (Fischerei und Sportangelei), da so der Druck auf die Bestände von Fischen und anderen Meerestieren abnimmt und sich die Bestände erholen können. Da die Verringerung der Abschürfung jedoch eng damit verbunden ist, das Ausmaß der	Ausgleich Nutzen und Kosten (verringerte Fangmengen).	!!	Qualitative Einschätzung	Grundlagen: Krost (1990); Rumohr (2003); Schroeder et al. (2008); Rice et al. (2010). Studien: Ott et al. (2006); Reumann-Schwichtenberg et al. (2011).
Direkte Gebrauchswerte (konsumtiv)	Sportangeln		Nur bei großräumiger Verringerung der Abschürfung relevant; kleinräumig vernachlässigbar.	!	Qualitative Einschätzung	

Options- und Nicht-Gebrauchswerte	Gesellschaft Fischerei Sportangeln	Grundschleppnetzfischerei zu verringern, ergeben sich auf der anderen Seite geringere Fangmengen für die kommerzielle Fischerei (falls nicht die Fischerei in andere Gebiete verlegt wird oder sich auf andere Arten konzentriert). Das Ausmaß und Vorzeichen des Nettonutzens wird u.a. von der Struktur des Ökosystems und dem Ausmaß der Belastungsreduzierung abhängen. Da als Folge der Reduzierung der Abschürfung die Möglichkeit der zukünftigen Nutzung verbessert wird, ergibt sich ein positiver Optionswert. Nicht-Gebrauchswerte (Existenzwerte, Vererbungswerte und altruistische Werte) werden durch die (fortdauernde) Existenz eines nicht oder möglichst wenig gestörten Ökosystems positiv beeinflusst.	0,55 EUR_{2010}/m^2 abgeschürfte Fläche	!!-!!!	Wiederher-stellungs-kosten (landbasiert; übertragen auf den Meeresboden)	

Tabelle 56: Physische Schädigung - Selektive Entnahme

Belastung: Physische Schädigung (Selektive Entnahme)		**Nutzen**				**Quellen**
		Qualitative Beschreibung	**Quantitativ**	**Unsicherheit**	**Methodik**	
TEV-Nutzenkategorie	**Sektor/Bereich**					
Direkte Gebrauchswerte (konsumtiv)	Fischerei Sportangeln	Als direkter Effekt einer Reduzierung der Schäden durch selektive Entnahme am Meeresgrund erhöht sich die Wahrscheinlichkeit der „Erholung" bereits veränderter Bodenlebensgemeinschaften hin zu Gemeinschaften mit einem größeren Anteil langlebiger Organismen. In der Folge erhöht sich das Potenzial der Normalisierung der Diversität, von Nahrungsnetzen, von Energieflüssen und Materialzyklen am Meeresgrund. Die Verringerung von Schäden am Meeresgrund durch selektive Entnahme kann durch die Erholung von Fisch- und Meerestierbeständen positive Effekte auf den direkten konsumtiven Gebrauchswert im Bereich Fischerei und Sportangeln haben. Auswirkungen auf die Bereiche Tourismus und Erholung sind möglich, falls es sich bei den entnommenen Stoffen z.B. um Erdöl handelt. Die Freisetzung von Öl kann zur Kontamination von Wasser- und Strandflächen führen, was Einnahmen im Tourismus sowie den Erholungswert negativ beeinflusst. Kleinräumige Muschel- oder Steinfischerei (bzw. ihre Reduzierung) wird hingegen wahrscheinlich keinen	Nur bei großräumiger Verringerung der Entnahme relevant; kleinräumig vernachlässigbar.	!	Qualitative Einschätzung	Grundlagen: Gromoll (1996); Bock (2003); Söntgerath (2003); Neckles et al. (2005); Hiddink et al. (2007); ICES (2007); Schroeder et al. (2008); Sutton und Boyd (2009); Krause et al. (2010); Rice et al. (2010); Schwarzer (2010). Studien: Ott et al. (2006);
Direkte Gebrauchswerte (nicht konsumtiv)	Tourismus Erholung		Nur unter speziellen Bedingungen (Ölentnahme) relevant.	n. a.	n. a.	

Options- und Nicht-Gebrauchswerte	Gesellschaft Fischerei Sportangeln Tourismus Erholung	Einfluss auf diese beiden Nutzenkomponenten haben. Darüber hinaus ergeben sich Optionswerte für die betroffenen Sektoren, da durch eine Reduzierung der Belastung die Möglichkeit einer zukünftigen Nutzung wahrscheinlicher ist. Auch Nicht-Gebrauchswerte, die sich für die Gesellschaft ergeben, werden positiv beeinflusst, da durch eine geringere Belastung die fortdauernde Existenz einzelner Arten sowie eines intakten oder möglichst wenig gestörten Ökosystems wahrscheinlicher ist.	0,55 EUR_{2010}/m^2 gestörte Fläche	!!-!!!	Wiederher-stellungs-kosten (landbasiert; übertragen auf den Meeres-boden)	Reumann-Schwichtenberg et al. (2011).

Tabelle 57: Sonstige phys. Störungen - Unterwasserlärm

Belastung: Sonstige phys. Störungen (Unterwasserlärm)		**Nutzen**				**Quellen**
		Qualitative Beschreibung	**Quantitativ**	**Unsicherheit**	**Methodik**	
TEV-Nutzenkategorie	**Sektor/Bereich**					
Direkte Gebrauchswerte (konsumtiv)	Fischerei Sportangeln	Eine geringere Belastung mit Lärm führt zunächst zu einem generell geringeren Geräuschpegel im Meer. Dies hat den direkten Effekt, dass die Maskierung natürlicher Geräuschquellen reduziert wird, was unter anderem für die Orientierung, Nahrungssuche und Fortpflanzung insbesondere von Meeressäugern wichtig ist. Weitere direkte Effekte sind eine geringere Desorientierung und weniger Verletzungen/Gesundheitsbeeinträchtigungen von Fischen und Meeressäugern wie z.B. Gewebeschädigungen oder Hörverluste. Weitere Effekte sind weniger Verhaltensbeeinträchtigungen und eine geringere Störung/Vertreibung von Meerestieren. Eine Verringerung der Lärmbelastung kann die Anzahl der direkt durch Schalleinwirkung oder indirekt durch Lärm getöteten Wale, z.B. in Folge von Strandungen, verringern. Durch die Reduzierung des Unterwasserlärms treten positive Veränderungen der direkten konsumtiven Gebrauchswerte für die kommerzielle Fischerei und möglicherweise auch für Sportangler auf, da die Fischbestände steigen. Ein weiterer positiver Effekt könnte sich potentiell für die Erholung und den Tourismus ergeben, wenn die Bestände von Meeressäugern steigen. Neben diesem direkten Gebrauchswert ergeben sich auch positive Veränderungen der Nicht-Gebrauchs- und Optionswerte: Durch die geringere Lärmbelastung wird die zukünftige Existenz des Ökosystems unterstützt, da es zu geringeren Störungen des Verhaltens der Tiere z.B. in Bezug auf Wanderrouten und Fortpflanzung kommt (Optionswert). Darüber hinaus ergeben sich aus der Lärmreduzierung positive Effekte z.B. auf den Existenzwert, da die Bestände kleiner und großer Meeressäuger positiv beeinflusst werden. Die Existenz dieser Bestände wird von der Gesellschaft wertgeschätzt, auch wenn sie selbst die Gewässer nicht aktiv nutzen.	Unterwasserlärm ist nicht durch Bewertungsstudien untersucht worden. Außerdem ist der quantitative Zusammenhang zwischen Unterwasserlärm und den dadurch verursachten Schäden am Ökosystem bisher nicht bekannt, da u. a. Emissionsfaktoren und Emissionskataster fehlen. Die ökonomischen Nutzen einer Lärmminderung können daher mit dem momentanen Stand des Wissens nicht hergeleitet werden. Die Nutzen werden daher nur qualitativ beschrieben.	n. a.	n. a.	Grundlagen: Lucke (2008); Tasker et al. (2010); Weilgart (2007); McKenna (2008).
Direkte Gebrauchswerte (nicht konsumtiv)	Tourismus Erholung			n. a.	n. a.	
Options- und Nicht-Gebrauchswerte	Gesellschaft Fischerei Sportangeln Tourismus Erholung			n. a.	n. a.	

Tabelle 58: Sonstige phys. Störungen - mariner Abfall

Belastung: Sonstige phys. Störungen (Mariner Abfall)		**Nutzen**				**Quellen**
		Qualitative Beschreibung	**Quantitativ**	**Unsicherheit**	**Methodik**	
TEV-Nutzenkategorie	**Sektor/Bereich**					
Direkte Gebrauchswerte (konsumtiv)	Fischerei	Ein geringerer Eintrag von Müll führt zunächst zu einer geringeren Ansammlung von Müll an der Meeresoberfläche, in der Wassersäule, am Meeresgrund und an den Stränden. Dies hat folgende Effekte: Geringeres Tötungs- und Verletzungspotential für Meerestiere und migrierende Vögel, z.B. durch verringertes Risiko des Verfangens und Strangulierens, weniger „ghost fishing" (das Verfangen von Meerestieren in von Fischern verlorenen Netzen oder Leinen) , geringere Ansammlung von Müll in Meerestieren durch direkte Aufnahme mit oder an Stelle von Nahrung und Kalziumkarbonat (Sepiaschalen) und geringere Schädigung von Habitaten bspw. durch Abschürfung oder Bedecken. Weitere Effekte sind eine geringere Degradation zu „Microplastics" (wobei diese z.T. auch direkt bspw. in Hygiene- und Kosmetikprodukten eingebracht werden) und giftiger assoziierter Chemikalien sowie in der Folge eine geringere potentielle Anreicherung dieser Stoffe in der Nahrungskette. Verringerter Eintrag von Müll kann auch positive Auswirkungen auf das Fortpflanzungspotential betroffener Tiere haben. Außerdem kann eine Verringerung der Menge an Treibgut in der Meeresumwelt zu einem geringeren Eintrag von Xenobiota und zu einer potenziell geringeren Veränderung der Artenzusammensetzung und Nahrungsnetze führen. Des	Keine Datengrundlage zur Kontamination von Fängen. Verringerte Schäden an Fischreifahrzeugen werden unter "Schifffahrt" mit betrachtet.	n. a.	n. a.	Grundlagen: (Koehler et al., 2008; Mouat, Lopez Lozano und Bateson, 2010; Fleet et al., 2009; Hall, 2000; Galgani et al., 2010; UBA, 2010; Gregory, 2009). Studien: Hall (2000); Mouat et al. (2010); Toivonen et al. (2004); Ballance/Ryan/ Turpie (2000); Zhang (1995); Smith et al. (1997).
	Sportangeln		0,00004 – 0,0001 EUR_{2010}/Sportangler/Jahr pro t reduzierten Abfalls	!!!	ZBA	
	Aquakulturen		0,03 - 1 EUR_{2010}/Anlage/Jahr pro t reduzierten Abfalls (vermiedene Schäden)	!!	Schadenskosten	
Direkte Gebrauchswerte (nicht konsumtiv)	Tourismus Erholung		0,005 - 0,1 EUR_{2010}/Besucher/Jahr pro t reduzierten Abfalls 11 - 75 EUR_{2010}/t vermiedenem Strandabfall	!!! !	ZBA Reinigungskosten	

	Schifffahrt (Fischerei)	Weiteren werden durch verringerte Mengen an marinem Abfall Schäden an Schiffen vermindert und Beeinträchtigungen der küstennahen Landwirtschaft durch Verwehung von Abfall und Schädigung landwirtschaftlicher Ausrüstung vermieden. Positive Veränderungen der direkten konsumtiven Gebrauchswerte können sich im Bereich der kommerziellen Fischerei, der Aquakultur und des Sportangelns durch größere Bestände von Fisch und anderen Meerestieren sowie geringere Kontamination von Fängen ergeben. Positive Veränderungen der direkten nicht-konsumtiven Gebrauchswerte können sich durch einen höheren Erholungswert sowie mehr Tourismus ergeben. Daneben könnten Schäden an Fischereifahrzeugen und -zubehör sowie das Gefährdungspotential für die Schifffahrt sinken. Zudem reduziert sich eventuell das Betriebsrisiko für Kraftwerke und Industrieanlagen, die Meerwasser zur Kühlung oder Energiegewinnung benutzen. Die Reduzierung von Gesundheitsrisiken für Menschen würden die indirekten Gebrauchswerte positiv beeinflussen. Diese Beeinträchtigungen können sich entweder durch einen direkten Kontakt mit dem Müll beim Baden ergeben oder durch den Konsum kontaminierter Meerestiere. Für die Landwirtschaft ergäben sich geringere Schäden an Ausrüstung und Maschinen sowie geringere Belastungen für Tiere auf angrenzenden Landflächen. Zudem ist eine positive Veränderungen aller Nicht-Gebrauchswerte und Optionswerte möglich. Eine geringere Belastung verbessert die Möglichkeit einer zukünftigen Nutzung des Ökosystems Meer durch geringere Veränderung der Artenzusammensetzung und geringere Beeinträchtigung des Fortpflanzungspotentials der Tiere (Optionswert). Nicht-Gebrauchswerte umfassen Existenzwerte, Vererbungswerte und altruistische Werte. Diese ergeben sich zum einen durch das Wissen um die (fortdauernde) Existenz einzelner Arten (hier z.B. Robben), aber auch aufgrund der (fortdauernden) Existenz eines nicht oder möglichst wenig gestörten Ökosystems.	0,5 - 2 EUR_{2010}/Boot/Jahr pro t reduzierten Abfalls (vermiedene Schäden) 0,1-3 EUR_{2010}/Schiff/t reduzierten Abfalls 0,4 - 110 EUR_{2010}/Hafen/Jahr pro t reduzierten Abfalls	!-!! !-!! !-!!	Schadenskosten reduzierte Kosten für Seenotrettung Reinigungskosten (Häfen)	
Indirekte Gebrauchswerte	Landwirtschaft		0,1 - 4,3 EUR_{2010}/Betrieb/Jahr pro t reduzierten Abfalls (vermiedene Schäden)	!!	Schadenskosten	
Indirekte Gebrauchswerte	Gesundheit		(Wird unter den Belastungen „Kontamination durch gefährliche Stoffe"/ „systematische oder absichtliche Freisetzung von Stoffen" betrachtet).	n. a.	n. a.	
Optionswerte	Gesellschaft Fischerei Sportangeln Aquakulturen Tourismus Erholung Schifffahrt Landwirtschaft		0,03 - 0,2 EUR/$_{2010}$/Person/Jahr pro t reduzierten Abfalls	!!!	ZBA	
Nicht-Gebrauchswerte	Gesellschaft		0,02 - 0,1 EUR_{2010}/Person/Jahr pro t reduzierten Abfalls	!!!	ZBA	

Tabelle 59: Interferenzen mit hydrologischen Prozessen - Temperatur

Belastung: Interferenzen mit hydrologischen Prozessen (Temperatur)		**Nutzen**				**Quellen**
		Qualitative Beschreibung	**Quantitativ**	**Unsicherheit**	**Methodik**	
TEV-Nutzenkategorie	**Sektor/Bereich**					
Nicht-Gebrauchswerte	Gesellschaft	Kleinräumige geringe Veränderungen des Temperaturprofils werden wahrscheinlich keine Auswirkungen auf den Nutzen haben (die Reduzierung der Veränderung des Temperaturregimes kann lokale Änderungen der Lebensgemeinschaften des Meeresbodens und Freiwassers verringern, u.a. auch durch die Verringerung der Wahrscheinlichkeit der Ansiedelungen nicht-einheimischer Arten, die von erhöhten Temperaturen profitieren würden; dadurch würden Nutzen bei den Nicht-Gebrauchswerten entstehen).	Nur bei großräumiger Belastung bzw. Verringerung der Temperaturveränderungen relevant; kleinräumig vernachlässigbar.	n. a.		Grundlagen: Smaal/Nienhuis (1992); Bartholomä/ Flemming (1996); Lozán et al. (2003); Schuchardt/Scholle (2010).

Tabelle 60: Interferenzen mit hydrologischen Prozessen - Salinität

Belastung: Interferenzen mit hydrologischen Prozessen (Salinität)		**Nutzen**				**Quellen**
		Qualitative Beschreibung	**Quantitativ**	**Unsicherheit**	**Methodik**	
TEV-Nutzenkategorie	**Sektor/Bereich**					
Nicht-Gebrauchswerte	Gesellschaft	Eine Reduzierung der Veränderung des Salinitätsprofils wird wahrscheinlich nur geringe und lokal sehr begrenzte Effekte haben. Daher sind Auswirkungen auf den Nutzen unwahrscheinlich bzw. nicht absehbar. Eine Beeinflussung der Nicht-Gebrauchswerte wäre möglich, falls sich durch die Veränderung des Salinitätsprofils Änderungen der Lebensgemeinschaften des Meeresbodens und Freiwassers ergeben.	Nur bei großräumiger Belastung bzw. Verringerung der Temperatur-veränderungen relevant; kleinräumig vernachlässigbar.	n. a.		Grundlagen: Frerk (2005); Smaal/ Nienhuis (1992); Bartholomä/ Flemming (1996); Lozán et al. (2003); Schuchardt/ Scholle (2010).

Tabelle 61: Kontamination durch gefährliche Stoffe

Belastung: Kontamination durch gefährliche Stoffe (synthetische Stoffe/nicht-synthetische Stoffe [Öl], Radionukleide)		**Nutzen**				**Quellen**
		Qualitative Beschreibung	**Quantitativ**	**Unsicherheit**	**Methodik**	
TEV-Nutzenkategorie	**Sektor/Bereich**					
Direkte Gebrauchswerte (konsumtiv)	Fischerei	Als direkter Effekt einer Verringerung des Eintrags von Schadstoffen verringert sich die Belastung des Meerwassers mit gefährlichen synthetischen und nicht-synthetischen Stoffen und Verbindungen sowie mit Radionukliden. In der Folge verringert sich die Anreicherung der Schadstoffe im Sediment, die direkte Aufnahme durch Organismen und die Anreicherung entlang von Nahrungsketten. Die schädigenden Wirkungen der jeweiligen Schadstoffe (toxisch, mutagen, hormonaktiv, etc.) sind hoch spezifisch, sowohl für die Schadstoffe als auch für die belasteten Organismen und können hier nicht im Einzelnen betrachtet werden. Eine verringerte Belastung mit Schadstoffen kann in der Folge das spezifische Erkrankungs- oder Tötungsrisiko von Meerestieren verringern und positive Auswirkungen auf das Fortpflanzungspotential betroffener Tiere haben. Eine Reduzierung der Kontamination des Meeres mit gefährlichen Stoffen beeinflusst den direkten, konsumtiven Gebrauchswert für die kommerzielle Fischerei, das Sportangeln und Aquakultur positiv, da die potentiell nutzbaren, d.h. nicht kontaminierten Bestände von Fischen und anderen Arten, steigen. Direkte, nicht-konsumtive Gebrauchswerte im Bereich Tourismus und Erholung werden positiv beeinflusst, falls durch eine sinkende Kontamination z.B. vormals (häufig) gesperrte Strände und Gewässer wieder für das Baden und sonstige Aktivitäten freigegeben werden. Insbesondere die Kontamination von Meeresgebieten und Stränden mit Öl kann zu hohen Einbußen bei Tourismuseinnahmen und Erholungswerten aber auch bei der Fischerei führen. Diese Effekte werden durch eine Reduzierung	28,91 EUR_{2010}/t Öl bereinigt	!	Schadenskosten/ Marktpreise	Grundlagen: Hartwig et al. (1990); von Westernhagen (1990); Alzieu (2000); Lozán et al. (2003); EC (2006); BSH (2008); Marencic/de Vlas (2010); Swartenbroux et al. (2010); Marggraf et al. (2011); Barton et al. (2010) Studien: Forsman (2007); Sanctuary/Fejes (2006); Franzén et al. (2006); Carson et al. (2003); Friedrich et al. (2004).
Direkte Gebrauchswerte (konsumtiv)	Sportangeln Aquakultur		Keine Bewertungs-studien vorhanden.	n. a.	n. a.	
Direkte Gebrauchswerte (nicht konsumtiv)	Tourismus Erholung		750-1.718 EUR_{2010}/t vermiedenen Öls 1.125 EUR_{2010}/t vermiedenen Öls	! !	Reinigungs-kosten Marktpreise (Umsatz-verluste)	
Indirekter Gebrauchswert	Gesundheit		48,18 EUR_{2010}/t vermiedenen Öls	!	Schadenskosten (zusätzliche Gesundheitskosten)	
Optionswerte	Gesellschaft Fischerei Sportangeln Aquakultur Tourismus Erholung Gesundheit		Keine Bewertungsstudien vorhanden.	n. a.	n. a.	

Nicht-Gebrauchswerte	Gesellschaft	der Kontamination verhindert oder vermindert. Ein Anstieg der indirekten Gebrauchswerte ergibt sich durch ein geringeres Gesundheitsrisiko durch das Baden in kontaminierten Gewässern oder den Konsum von kontaminierten Meerestieren. Darüber hinaus ergeben sich auch positive Auswirkungen auf den Optionswert und die Nicht-Gebrauchswerte. Eine geringere Belastung mit gefährlichen Stoffen verbessert die Möglichkeit einer zukünftigen Nutzung des Ökosystems Meer durch eine geringere Beeinträchtigung der Artenzusammensetzung und des Fortpflanzungspotentials der Tiere (Optionswert). Nicht-Gebrauchswerte (Existenzwerte, Vererbungswerte und altruistische Werte) werden durch die (fortdauernde) Existenz einzelner Arten und eines nicht oder möglichst wenig gestörten Ökosystems positiv beeinflusst.	0,0016 - 2.876 EUR_{2010}/ t vermieden Öls	!!!	ZBA	

Tabelle 62: Systematische und/oder absichtliche Freisetzung von Stoffen

Belastung: Systematische und/oder absichtliche Freisetzung von Stoffen (Eintrag anderer fester, flüssiger oder gasförmiger Stoffe in Meeresgewässer: CO_2 und Methan)		**Nutzen**				**Quellen**
		Qualitative Beschreibung	**Quantitativ**	**Unsicherheit**	**Methodik**	
TEV-Nutzenkategorie	**Sektor/Bereich**					
Direkte Gebrauchswerte (konsumtiv)	Fischerei	Als direkter Effekt einer Verringerung der systematischen und/oder absichtlichen Freisetzung von Stoffen verringert sich die Belastung des Meerwassers mit den potentiell gefährlichen Stoffen bzw. das Risiko der Belastung (bei der Einbringung von CO_2). Eine verringerte Belastung mit Schadstoffen kann in der Folge das spezifische Erkrankungs- oder Tötungsrisiko von Meerestieren verringern und positive Auswirkungen auf das Fortpflanzungspotential betroffener Tiere haben. Die Nutzen einer Reduzierung dieser Belastungen hängen stark von dem betrachteten Stoff ab. Handelt es sich bei dem freigesetzten Stoff um Öl, so ergeben sich durch eine Belastungsreduzierung potentiell positive Veränderungen der direkten Gebrauchswerte (Fischerei, Sportangeln, Aquakultur, Tourismus, Erholung), der indirekten Gebrauchswerte (Gesundheit), der Optionswerte (alle Sektoren) sowie der Nicht-Gebrauchswerte (Gesellschaft). Handelt es sich bei dem Stoff um Dispersionschemikalien, so ergeben sich durch eine Belastungsreduzierung potentiell vor allem positive Effekte auf den indirekten Gebrauchswert (Gesundheit) sowie auf den direkten Gebrauchswert (Fischerei, Sportangeln, Aquakultur), da durch eine geringere Ansammlung der Chemikalien im Meer und in der Nahrungskette die Bestände von Fischen und anderen Meerestieren zunehmen und Gesundheitsrisiken für den Menschen verringert werden. Handelt es sich bei dem Stoff um CO_2, das vornehmlich zur Eindämmung des globalen Klimawandels eingelagert würde, so kann es bei einer großskaligen Einbringung durch Leckage zu negativen Effekten kommen. Eine Reduzierung der Einbringung von CO_2 könnte dementsprechend positive Auswirkungen auf direkte Gebrauchswerte (Fischerei, Sportangeln, Aquakultur, Tourismus,	Nur bei großräumigem Eintrag der Stoffe relevant; kleinräumig vernachlässigbar. Bei großräumigem Eintrag: 69 $Euro_{2010}$/t vermiedenem CO_2eq	!!	Vermeidungs-kostenansatz	Grundlagen: BSH (2008); UBA (2008); Law et al. (2010); Swartenbroux et al. (2010). Studien: Wille et al. (2011).
Direkte Gebrauchswerte (konsumtiv)	Sportangeln Aquakultur					
Direkte Gebrauchswerte (nicht konsumtiv)	Tourismus Erholung					

Indirekter Gebrauchswert	Gesundheit	Erholung) haben. Die Effekte auf die direkten Gebrauchswerte ergeben sich z.B. durch eine geringere Versauerung des Ozeans. Eine kleinskalige Einleitung von CO_2 hat jedoch vermutlich keine nennenswerten Auswirkungen auf den Nutzen.				
Optionswerte	Gesellschaft Fischerei Sportangeln Aquakultur Tourismus Erholung Gesundheit					
Nicht-Gebrauchswerte	Gesellschaft					

Tabelle 63: Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material

Belastung: Anreicherung mit Nährstoffen und organischem Material (Düngemittel, organisches Material)		**Nutzen**				**Quellen**
		Qualitative Beschreibung	**Quantitativ**	**Unsicherheit**	**Methodik**	
TEV-Nutzenkategorie	**Sektor/Bereich**					
Direkte Gebrauchswerte (konsumtiv)	Fischerei	Ein geringerer Eintrag von Nährstoffen und organischem Material führt zunächst zu geringeren Nährstoffkonzentrationen in der Wassersäule, mit vielfach positiven Auswirkungen auf die Meeresumwelt. Allerdings hat eine Reduzierung der Eutrophierung ambivalente Auswirkungen auf die Bestände von Fischen und anderen Lebewesen. Einerseits wirkt sich die erhöhte Sauerstoffkonzentration im Wasser positiv auf Populationen von Grundfischen (z.B. Dorsch) aus, andererseits kann sich die geringere Algenproduktion negativ auf die Heringspopulationen auswirken, da diese sich von Plankton ernähren. Die Verringerung der Eutrophierung kann also durch die Veränderung der Artenzusammensetzung zu negativen Effekten bei einzelnen Fischereien führen (z.B. Hering). Insgesamt kann man aber davon ausgehen, dass weniger Nitrat und Phosphat in den Gewässern zu positiven Effekten auf die Bestände von Fischen und anderen Meereslebewesen führt. Durch die Erhöhung der Fisch- und Muschelbestände bei einer Reduzierung des Eintrags von Nährstoffen (Nitrat- und Phosphat) sowie sonstigem organischen Material ergeben sich für die Sektoren kommerzielle Fischerei, Sportangelei und Aquakulturen positive Effekte auf die direkten konsumtiven Gebrauchswerte. Positive Veränderungen der direkten nicht-konsumtiven Gebrauchswerte resultieren aus einem höheren Erholungswert sowie mehr Tourismus. Der steigende Erholungswert ergibt sich unter anderem aus der verbesserten Sauberkeit von Stränden und Marinas, da es nicht zu übermäßiger Algenproduktion kommt, die unansehnliche Schaummassen und unangenehme Gerüche mit sich bringen kann. Erhöhte indirekte Gebrauchswerte ergeben sich durch eine Reduzierung der Gesundheitsrisiken für den Menschen. Diese Risiken entstehen	Bewertungsstudien unzureichender Qualität (kein Zusammenhang zur Belastungsreduktion feststellbar).	n. a.	n. a.	Grundlagen: Marggraf et al. (2011); Gerlach (1988); Gerlach (1990); Oliveira et al. (2008); EUKOM (2011); HELCOM (2009); OSPAR (2010). Studien: Meyerhoff und Angeli (2011); Franzén et al. (2006); Ahtiainen (2009); Atkins/ Burdon (2007); Eggert/Olsson (2003); Frykblom (1998); SEPA (2010).
Direkte Gebrauchswerte (konsumtiv)	Sportangeln		Bewertungsstudien unzureichender Qualität (kein Zusammenhang zur Belastungsreduktion feststellbar).	n. a.	n. a.	
Direkte Gebrauchswerte (konsumtiv)	Aquakultur		Keine Bewertungsstudien vorhanden.	n. a.	n. a.	
Direkte Gebrauchswerte (nicht konsumtiv)	Erholung Tourismus		0,3-0,8 EUR_{2010}/Besucher/ Jahr pro mg N/m_3 Wasser vermieden 0,002-0,003 EUR_{2010}/ Besucher/Jahr pro t reduzierten N-Eintrags 0,002-0,009 EUR_{2010}/ Besucher/Jahr pro t reduzierten N-Eintrags 3,4 EUR_{2010}/Person/Jahr und kg reduzierter N-Emission;	!!! !! !!! !!!	ZBA/Meta-analyse ZBA (BRD) ZBA ZBA	

		durch die Produktion von toxischen Algenblüten und der Emission von H_2S, die unter anderem durch das Verzehren von kontaminiertem Fisch oder Schalentieren, aber auch durch das Baden in belasteten Gewässern zu Gesundheitsproblemen bei Menschen führen können. Neben diesem Anstieg der Gebrauchswerte ergeben sich auch positive Veränderungen der Nicht-Gebrauchs- und Optionswerte: Durch die geringere Nitrat-und Phosphatkonzentration wird die zukünftige Existenz des Ökosystems unterstützt, da weniger Beeinträchtigungen der Artenzusammensetzung vorliegen (Optionswert). Nicht-Gebrauchswerte umfassen Existenzwerte, Vererbungswerte und altruistische Werte. Diese ergeben sich zum einen durch die (fortdauernde) Existenz einzelner Arten, aber auch aufgrund der (fortdauernden) Existenz eines nicht oder möglichst wenig gestörten Ökosystems.	EUR_{2010}/Person/Jahr und kg reduzierter P-Emission	!!!	ZBA	
Indirekter Gebrauchswert	Gesundheit		Bewertungsstudien unzureichender Qualität (kein Zusammenhang zur Belastungsreduktion feststellbar).	n. a.	n. a.	
Optionswerte	Gesellschaft Fischerei Sportangeln Aquakultur Tourismus Erholung Gesundheit		0,0004-0,001 EUR_{2010}/Haushalt/ Jahr pro t reduzierten N-Eintrags	!!	ZBA (BRD)	
Nicht-Gebrauchswerte	Gesellschaft		$1{,}3*10^{-5}$ -$9{,}6*10^{-6}$ EUR_{2010}/ Haushalt/Jahr pro t reduzierten N-Eintrags	!!	ZBA (BRD)	

Tabelle 64: Biologische Störungen - mikrobielle Pathogene

Belastung: Biologische Störungen (mikrobielle Pathogene)		**Nutzen**				**Quellen**
		Qualitative Beschreibung	**Quantitativ**	**Unsicherheit**	**Methodik**	
TEV-Nutzenkategorie	**Sektor/Bereich**					
Indirekte Gebrauchswerte	Gesundheit	Als direkter Effekt einer Verringerung der Einführung mikrobieller Pathogene verringert sich die Zunahme der Belastung des Meerwassers mit krankheitserregenden Bakterien, anderen Einzellern, Pilzen und Viren. In der Folge verringert sich das Risiko einer Infektion insbesondere von Menschen sowie von Meerestieren und Meerespflanzen durch (eingeführte) Pathogene. Geringere Konzentration von krankheitserregenden Bakterien, anderen Einzellern, Pilzen und Viren hat vor allem einen Einfluss auf den indirekten Gebrauchswert, da das Gesundheitsrisiko durch das Baden oder den Konsum von Meerestieren sinkt. Auch Optionswerte und Nicht-Gebrauchswerte steigen durch eine geringere Konzentration mikrobieller Pathogene im Meerwasser. Eine geringere Belastung verbessert die Möglichkeit einer zukünftigen Nutzung des Ökosystems (Optionswert). Nicht-Gebrauchswerte (Existenzwerte, Vererbungswerte und altruistische Werte) werden durch die (fortdauernde) Existenz eines nicht oder möglichst wenig gestörten Ökosystems positiv beeinflusst.	0,02-0,04 EUR_{2010}/Person und vermiedenen kBE_{IE}/100 ml Wasser (koloniebildende Einheiten von Intestinalen Enterokokken)	!!!	Choice Experimente	Grundlagen (historische Beispiele): Fischer (1896); Gramm (1936); außerdem EC (2006). Studien: Hanley et al. (2003); Mourato et al. (2003).
Optionswerte	Gesellschaft Gesundheit		Keine Bewertungsstudien vorhanden.	n. a.	n. a.	
Nicht-Gebrauchswerte	Gesellschaft Gesundheit		Keine Bewertungsstudien vorhanden.	n. a.	n. a.	

Tabelle 65: Biologische Störungen - nicht-einheimische Arten

Belastung: Biologische Störungen (nicht-einheimische Arten)		**Nutzen**				**Quellen**
		Qualitative Beschreibung	**Quantitativ**	**Unsicherheit**	**Methodik**	
TEV-Nutzenkategorie	**Sektor/Bereich**					
Direkte Gebrauchswerte (konsumtiv)	Fischerei	Als direkter Effekt einer reduzierten Anzahl eingeführter nicht-einheimischer Arten verringert sich das Potenzial einer Zunahme invasiver (sich etablierender) Arten, also von Veränderungen der Artengemeinschaft. Insgesamt verringert sich so das Potenzial von Veränderungen der Diversität, von Nahrungsnetzen, von Energieflüssen, Materialzyklen und der Systemstabilität gegenüber weiteren Störungen. Weiter verringert sich das Potenzial für die indirekte Einführung von Krankheitserregern. Nicht-einheimische Arten können in Konkurrenz zu nutzbaren einheimischen, befischten Arten treten oder die Jäger-Beute-Beziehung in einem Ökosystem verändern. Eine Verringerung des Vorkommens nicht-einheimischer Arten könnte daher den direkten konsumtiven Gebrauchswert durch steigende nutzbare Bestände von Fischen, Muscheln, etc. positiv beeinflussen. Nicht-einheimische Arten können allerdings auch wirtschaftlich nutzbar sein, wie z.B. die mittlerweile in Norwegen auftretende und befischte Red King Crab. Durch die Eindämmung einer solchen Population würden potentielle monetäre Einkünfte aus dem Fang und Verkauf dieser Tiere verloren gehen. Allerdings kann es gleichzeitig zu einer Verdrängung einheimischer, nutzbarer Arten kommen. Solche ökologischen Interaktionen müssen berücksichtigt werden, um den Nettonutzen einer Belastungsreduzierung zu bestimmen. Eine Verringerung des Vorkommens nicht-einheimischer Arten kann darüber hinaus die nicht-konsumtiven Gebrauchswerte positiv beeinflussen, da geringere Schäden an Schiffen und Hafenanlagen zu erwarten sind. Eine Verringerung nicht-einheimischer Arten führt potentiell auch zu geringeren Gesundheitsrisiken, z.B. in Folge von giftigen Algenblüten eingewanderter Algenarten. Die Verringerung der Einschleppung nicht-einheimischer Arten führt zu einer geringeren Veränderung der natürlichen Prozesse und	45,9 – 124,5 EUR_{2010}/Boot/Jahr und Nicht-Bewuchs durch die Brackwasser-Seepocke (*Balanus improvisus*)	!	Schadens-kosten	Grundlagen: OSPAR (2010); Gren/Isacs/ Carlsson (2007); Molnar et al. (2008); Olenin et al. (2010). Studien: Gren et al. (2007); Geiter et al. (2002).
Direkte Gebrauchswerte (konsumtiv)	Sportangeln		Keine Bewertungsstudien vorhanden.	n. a.	n. a.	
Direkte Gebrauchswerte (nicht konsumtiv)	Schifffahrt		1.666 EUR_{2010}/Jahr pro nicht-befallender Buhne mit der Schiffsbohrmuschel 15.375 – 48.048 EUR_{2010}/ Schiff/Jahr und Nicht-Bewuchs durch die Brackwasser-Seepocke (*Balanus improvisus*)	! !	Schadens-kosten Schadens-kosten	
Direkte Gebrauchswerte (nicht konsumtiv)	Industrie		0,96 – 1,4 Mio. EUR_{2010}/Kraftwerk/Jahr und Nicht-Bewuchs durch die Brackwasser-Seepocke (*Balanus improvisus*)	!	Schadens-kosten	
Indirekte Gebrauchswerte	Gesundheit		Bewertungsstudien unzureichender Qualität (kein Zusammenhang zur Belastungsreduktion feststellbar).	n. a.	n. a.	

Optionswerte	Gesellschaft Fischerei Sportangeln Schifffahrt Gesundheit	Artenvielfalt in einem Ökosystem. Potentiell wird sich dies positiv auf Options- und Nicht-Gebrauchswerte auswirken. Es ist aber auch denkbar, dass nicht-einheimische Arten freie oder freiwerdende Nischen besetzen, was potentiell auch zu höherer Diversität führen kann und nicht zwangsläufig negative Auswirkungen auf diese Werte haben muss. Die genauen Auswirkungen der Einbringung oder Einwanderung nicht-einheimischer Arten auf den Nutzen hängen stark von den spezifischen Eigenschaften jeder einzelnen Art ab.	Keine Bewertungsstudien vorhanden.	n. a.	n. a.	
Nicht-Gebrauchswerte	Gesellschaft		Bewertungsstudien unzureichender Qualität (kein Zusammenhang zur Belastungsreduktion feststellbar).	n. a.	n. a.	

Tabelle 66: Biologische Störungen - selektive Entnahme von Arten

Belastung: Biologische Störungen (selektive Entnahme von Arten/Fischerei)		**Nutzen**				**Quellen**
		Qualitative Beschreibung	**Quantitativ**	**Unsicherheit**	**Methodik**	
TEV-Nutzenkategorie	**Sektor/Bereich**					
Direkte Gebrauchswerte (konsumtiv)	Fischerei	Ein geringerer Fischereidruck auf eine Art führt zu einer geringeren gezielten Entnahme und geringeren Vertreibung sowie zu einer Erholung der Populationsstruktur und Reproduktionskapazität der befischten Art. Darüber hinaus kommt es zu geringeren Verlusten durch Beifang und zu geringeren Schäden am Meeresboden, falls für den Fischfang Grundschleppnetze eingesetzt wurden. Dies hat folgende direkte Effekte: Zunahme des Bestands der befischten Art und Normalisierung der Artengemeinschaften/Nahrungsnetze. Durch gesteigerte Fischbestände sinkt das Risiko der Ausrottung der jeweiligen Art. Ein weiterer Effekt ist eine Abnahme der potentiellen Belastungen durch alte Netze, Öl und Kraftstoffe. Durch eine (vorübergehende) Reduzierung des Fischereidrucks, kommt es zu einer Erholung der Bestände der befischten Arten, was langfristig den direkten Gebrauchswert im Bereich der kommerziellen Fischerei sowie der Freizeitfischerei erhöht. Nicht-konsumtive direkte Gebrauchswerte im Bereich Tourismus und Erholung können ebenfalls positiv durch eine Reduzierung des Fischereidrucks beeinflusst werden, da sich auch die Bestände anderer Meerestiere erholen sowie die Artengemeinschaften sich normalisieren. Auch der Umstand, dass Touristen den Anblick kleiner Fischerboote in den Häfen schätzen (Marggraf et al., 2011), kann sich positiv auf den	8,55 EUR_{2010}/kg nicht gefangenem Dorsch/Kabeljau; 3,10 EUR_{2010}/kg nicht gef. Seelachs; 12,83 EUR_{2010}/kg nicht gef. Atlant. Lachs	!-!!	Marktpreise	Grundlagen: Rumohr (2003); Piet et al. (2010); OSPAR (2010); Froese und Quaas 2011. Studien/ Preisdaten: FAO (2010); Eggert/Olsson (2003); Toivonen et al. (2004); Olsson (2004); Parkkila (2005).
Direkte Gebrauchswerte (konsumtiv)	Sportangeln		0,002-0,02 EUR_{2010}/ Sportangler/Jahr pro Tonne nicht gefangenen Dorsches	!!!	ZBA	
Optionswerte	Gesellschaft Fischerei Sportangeln		Keine Bewertungsstudien vorhanden.	n. a.	n. a.	

Nicht-Gebrauchswerte	Gesellschaft	Nutzen auswirken. Neben diesem direkten Gebrauchswert ergeben sich auch positive Veränderungen der Nicht-Gebrauchs- und Optionswerte: Durch die geringere Befischung erhöht sich die Stabilität der Fischbestände, was den potentiellen zukünftigen Konsum von Fisch sicherer macht (Optionswert). Nicht-Gebrauchswerte umfassen Existenzwerte, Vererbungswerte und altruistische Werte. Diese ergeben sich zum einen durch das Wissen um die (fortdauernde) Existenz einzelner Arten, aber auch aufgrund der (fortdauernden) Existenz eines nicht oder möglichst wenig gestörten Ökosystems sowie einer lebensreichen Meeresumwelt.	0,007-0,021 EUR_{2010}/ Person/Jahr pro Tonne nicht gefangenen Dorsches	!!!	ZBA	

VII.7 Anhang II: Daten zu profitierenden Sektoren und Bereichen

Sektor/Bereich	Nutznießer	Primärdaten	Quellen	Annahmen	Sekundärdaten	Unsicherheiten
Sportangeln	Sportangler (Meeresgewässer)	1,6 Mio. Sportangler in Deutschland (2003)	Verband deutscher Sportfischer (VDSF 2003)	Anteil der Bevölkerung der küstennahen Landkreise und kreisfreien Städte in Niedersachsen und Schleswig-Holstein , sowie der Stadtstaaten Bremen und Hamburg (6,65 Mio.) an der Gesamtbevölkerung Deutschlands (81,8 Mio.) in Höhe von 8% spiegelt den Anteil der „Meeresangler" an der Gesamtzahl der Sportfischer wider.	8% von 1,6 Mio.: 128.000 Sportangler (Meeresgewässer).	!!
Erholung	Individuelle private Tagesbesuche	Küste Nordsee: 39,6 Mio. Besucher /Jahr (2006) Küste Ostsee: 86,3 Mio. Besucher/Jahr (2006)	Brandt/Wollesen 2009 DWIF 2008 (Sparkassen-Tourismusbarometer Schleswig-Holstein) Ministerium für Wirtschaft, Bau und Tourismus MV	Jeder individuelle Besucher besucht die Region 3x/Jahr.	13,3 Mio. individuelle Besuche/Jahr (Nordsee). 28,5 Mio. individuelle Besuche/Jahr (Ostsee).	!-!!
Tourismus	Individuelle mehrtägige Besuche	Nordsee: 41,2 Mio. Übernachtungen/Jahr	Marggraf et al. (2011)	Angelehnt an die durchschnittliche Verweildauer von Besuchern in den Jahren 2009-2011 im Gebiet des ehemaligen niedersächsischen Regierungsbezirks Weser-Ems wird mit durchschnittlich 4 Übernachtungen/Besuch gerechnet.	41,2 Mio./4: 10,3 Mio. individuelle mehrtägige Besuche/Jahr (Nordsee).	!

Fischerei	Fischereifahrzeuge	1674 zugelassene Fischereifahrzeuge in Deutschland (2011)	Portal Fischerei (http://www.portal-fischerei.de/index.php?id=1016)	Die rechts stehende Zahl von 300 deutschen Fischereifahrzeugen in der Nordsee setzt sich aus den in Niedersachsen, Bremen und Hamburg stationierten Booten zusammen, plus der Hälfte der nicht der kleinen Küstenfischerei zugehörigen Fischreifahrzeuge Schleswig-Holsteins (kleine Küstenfischerei existiert fast ausschließlich in der Ostsee).	300 Fischereifahrzeuge an der deutschen Nordseeküste.	!
Schifffahrt	Kleinere und mittlere Häfen	40 Fischerei- und 60 kleinere andere Häfen an der dt. Nordseeküste (2012)	Ministerium für Wissenschaft, Wirtschaft und Verkehr Schleswig-Holstein; COFAD 2004; Forschungsinformationssystem des BMVBS; Yachthafenführer Marina Guide.	Häfen in Schleswig-Holstein sind inländig bis Hamburg einbezogen. Ansonsten: keine Annahmen.	100 kleinere und mittlere Häfen an der deutschen Nordseeküste.	!
	Einsätze der Seenotrettung wegen Schäden an Schiffsschrauben	200-300 Einsätze der britischen Seenotrettung/Jahr wegen defekter Schiffsschrauben	Hall et al. (2000) Mouat et al. (2010)	Situation in GB und Deutschland ist vergleichbar.	250 Einsätze/Jahr.	!!!
Aquakultur	Aquakulturbetriebe	Keine klassischen Aquakulturen an der Nordsee; 13 Muschelkulturbezirke und eine Austernzucht (2012)	Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein	Keine.	13 Muschel-kulturbezirke und eine Austernzucht (2012) an der deutschen Nordseeküste.	keine
	Von Aquakulturen betriebene Wasserfahrzeuge	13 Wasserfahrzeuge der 13 Muschelkulturbezirke (2012)	Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein	Keine.	13 von Aquakulturen betriebene Wasser-fahrzeuge.	keine
Landwirtschaft	Küstennahe Landwirtschaftsbetriebe	270 Deichschäfereien an der Nordseeküste	Landwirtschaftskammer Niedersachsen	Keine.	270 Deichschäfereien an der dt. Nordseeküste.	keine

VIII. Zahlungsbereitschaftsanalyse "Eutrophierungsreduktion in der Ostsee" (Zusatzmodul 1)

VIII.1 Einleitung

Der Schutz der Meeresumwelt steht hoch auf der Agenda der Europäischen Union und hat auch regional eine große Bedeutung. Zahlreiche internationale und europäische Abkommen regeln den Schutz der Meeresumwelt. So zielt die EU Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie darauf ab, bis zum Jahr 2020 einen guten ökologischen Zustand aller europäischen Meere zu erreichen. Der "Entwicklungsplan Meer" (BMVBS 2011) führt bestehende meerespolitische Konzepte und sektorale marintime Maßnahmen zusammen und formuliert eine Strategie für eine integrierte deutsche Meerespolitik. Als ein wesentliches Ziel wird formuliert, in Nord- und Ostsee einen guten Umweltzustand bis 2020 zu erreichen (ebd.).

Eine bedeutende Rolle im Schutz der Ostsee spielt das seit 1974 bestehende und 1992 überarbeitete Übereinkommen über den Schutz der Meeresumwelt des Ostseegebietes (Helsinki-Übereinkommen). Die Helsinki Kommission, kurz HELCOM, das geschäftsführende Organ des Helsinki-Übereinkommens, beschloss 2007 den Baltic Sea Action Plan (Aktionsplan zum Schutz der Ostsee). Als Ziel formuliert der Baltic Sea Action Plan einen guten ökologischen Zustand des Meeres bis zum Jahr 2021. Dabei zielt er unter anderem darauf ab, für die Ostsee einen Zustand zu erreichen, der von Eutrophierung unbeeinflusst ist (HELCOM 2007).

Maßnahmen zur Verbesserung der Meeresumwelt der Ostsee verursachen in der Regel Opportunitätskosten, da die für den Schutz verwendeten Ressourcen auch alternativ verwendet werden könnten. Aus ökonomischer Sicht sind diese Ausgaben dann zu rechtfertigen, wenn die Umweltverbesserung einen Nutzen stiftet, der mindestens gleich den aufgewandten Kosten ist. Beispiele für derartigen Nutzen sind die erhöhte Aufenthaltsqualität an und in der Ostsee oder auch das Wissen darum, dass sich das Meer in einem verbesserten Zustand befindet. Die Beispiele umfassen sowohl Teile der Nutzen, die von einer Nutzung abhängig sind (Erholung), als auch Teile, die unabhängig von einer Nutzung sind (Wissen um Umweltqualität). Beide Bestandteile werden unter dem Ansatz des ökonomischen Gesamtwertes von Umweltveränderungen zusammengeführt (Pearce und Turner, 1990).

Die Kenntnisse über den Nutzen sind eine Voraussetzung dafür, Maßnahmen zur Verbesserung der Umweltqualität von einem ökonomischen Standpunkt aus beurteilen zu können. Wie die Analyse von Hasselström et al. (2008) zeigt, gibt es bisher nur wenige Studien über den Nutzen von Maßnahmen zur Verbesserung der Meeresumwelt. Insbesondere in Dänemark, Deutschland, Estland, Lettland, Litauen, Polen und Russland fehlen aktuelle Daten zu potentiellen ökonomischen Vorteilen der Reduzierung des Nährstoffeintrags (ebd.). Die vorliegende Studie trägt zum einen dazu bei, diese Lücken zu schließen, zum anderen schafft sie eine bessere Basis für Entscheidungen über die Umsetzung von Meeresschutzmaßnahmen in Deutschland.

Im Rahmen des BalticStern Netzwerkes (http://www.stockholmresilience.org/balticstern) wurde im Jahr 2010 in allen Ostsee-Anrainerländern der „BalticSurvey“ durchgeführt. Ziel der Umfrage war es, Kenntnisse und Einstellungen gegenüber der Ostsee sowie ihre Bedeutung als Ziel von Erholungsreisen zu erfassen. Für die Umfrage wurde in einem

Verbund von Forschungseinrichtungen aus allen Anrainerländern unter der Leitung von enveco (Environmental Economics Consultancy, Stockholm) ein gemeinsamer Fragebogen entwickelt, der in allen Ländern zeitgleich verwendet wurde. Zwischen April und Juni 2010 wurden insgesamt 9.000 Personen in allen Anrainerstaaten befragt. In jedem Land wurden etwa 1.000 Personen einer Zufallsstichprobe befragt. Für eine Zusammenfassung der Ergebnisse aus dem BalticSurvey wird hier auf Söderqvist et al. (2010a) und Söderqvist et al. (2010b) verwiesen.

Im Anschluss an den BalticSurvey wurde in der internationalen Arbeitsgruppe eine weitere länderübergreifende Befragung entwickelt - BalticSUN (*Baltic Sea survey on use and non-use values*). Da das Problem der Eutrophierung als zentrale Bedrohung der Meersumwelt der Ostsee angesehen wird (HELCOM 2009, auch UBA 2011), steht diese im Zentrum von BalticSun. Gegenstand der Befragung war die Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung in den Ostsee-Anrainerländern für die Erreichung eines geringeren Grads an Eutrophierung als er sich aus bisherigen umweltpolitischen Maßnahmen ergeben würde.

In der BalticSUN-Umfrage wurden den Befragten zwei Szenarien zur Verbesserung der Wasserqualität bis zum Jahr 2050 infolge eines verringerten Nährstoffeintrags, basierend auf dem Baltic Sea Action Plan (BSAP), vorgelegt, und die Zahlungsbereitschaft für diese Umweltverbesserung erhoben. Zusätzlich wurden die Determinanten der Zahlungsbereitschaft ermittelt. Hierzu zählen unter anderem die Nutzung der Ostsee zur Erholung, Wissen über den heutigen Umweltzustand der Ostsee, Einstellungen gegenüber der Umwelt sowie soziodemographische Merkmale.

In allen Anrainerstaaten (Deutschland, Dänemark, Schweden, Finnland, Russland, Estland, Lettland, Litauen und Polen) wurde auch in der BalticSUN-Umfrage ähnlich wie im BalticSurvey der gleiche Fragebogen verwendet und die Befragung etwa zeitgleich durchgeführt (Oktober – November 2011). Hierdurch wird eine hohe Vergleichbarkeit der Ergebnisse zwischen den einzelnen Ländern erreicht. Erste Ergebnisse der internationalen Studie sind in Ahtiainen et al. (2012) dokumentiert.[199] Die Studie zeigt, dass in den Anrainerländern der Ostsee eine hohe Zahlungsbereitschaft für die Reduzierung der Nährstoffbelastung der Ostsee besteht. Insgesamt wurden 10500 Personen in allen neun Ländern an der Ostsee befragt. Die durchschnittliche Zahlungsbereitschaft variiert dabei deutlich zwischen den Ländern und liegt zwischen vier und 110 Euro pro Person und Jahr. Während die Schweden gefolgt von Finnen und Dänen am meisten zu zahlen bereit sind, besteht die geringste Zahlungsbereitschaft in Russland, Litauen und Lettland gefunden. Werden jedoch die Einkommensunterschiede berücksichtigt, dann relativeren sich diese Unterschiede. Die Ergebnisse der Studie werden in eine Kosten-Nutzen Analyse einfließen, die vom BalticSTERN Forschungsnetzwerk im Herbst 2012 veröffentlicht wird. Im Folgenden werden Methodik und wesentliche Ergebnisse der deutschen Teilstudie vorgestellt.

[199] Die Studie von Ahtiainen et al. (2012) „Benefits of meeting the Baltic Sea nutrient reduction targets - Combing ecological modelling and contingent valuation in the nine litoral states“ steht unter http://www.mtt.fi/dp/DP2012_1.pdf als Download zur Verfügung.

VIII.2 Ökonomische Bewertung

VIII.2.1 Hintergrund und Anliegen der ökonomischen Bewertung

Aus ökonomischer Sicht weisen Umweltqualitätsveränderungen häufig den Charakter von öffentlichen Gütern auf. Diese Güter zeichnen sich dadurch aus, dass Nicht-Rivalität und Nicht-Ausschließbarkeit gegeben sind. Vermindert der Konsum eines Gutes durch ein Individuum nicht die Konsummöglichkeiten für andere Individuen, dann besteht Nicht-Rivalität. Können Individuen aus technisch-organisatorischen Gründen oder sollen sie aus politischen Gründen nicht vom Konsum ausgeschlossen werden, dann wird von Nicht-Ausschließbarkeit gesprochen (Sohmen, 1992). Diese Eigenschaften führen dazu, dass auf Märkten nicht die tatsächliche Nachfrage nach dem öffentlichen Gut geäußert wird und es insgesamt zu einem ineffizienten Angebot des Gutes kommt. Entsprechend liegen beispielsweise keine Informationen darüber vor, in welchem Umfang die Meere über die Bereitstellung marktfähiger Güter hinaus ökonomischen Nutzen stiften. Um diese Informationen zu erlangen, wurden in der Ökonomik verschiedene Verfahren zur monetären Bewertung entwickelt. Das Konzept des ökonomischen Gesamtwertes (*Total Economic Value*, Pearce & Turner, 1990) wurde weiter oben schon angeführt. Der Grundgedanke ist hierbei, dass der ökonomische Wert einer Umweltveränderung, z. B. die Verschlechterung der Wasserqualität durch Nährstoffeinträge, sich aus Nutzenkomponenten zusammensetzen kann. Unterschieden werden nutzungsabhängige und -unabhängige Werte.

Die direkten nutzungsabhängigen Werte resultieren aus der unmittelbaren Nutzung von Natur und Landschaft, Beispiele hierfür sind Fischfang oder Erholung. Die indirekten nutzungsabhängigen Werte resultieren aus den Leistungen der Ökosysteme, werden aber nicht unmittelbar konsumiert. Beispiele sind Leistungen wie die Regulation des Klimas oder von Nährstoffkreisläufen. Nutzungsunabhängige Werte liegen dann vor, wenn eine Wertschätzung für den Erhalt oder die Herbeiführung einer bestimmten Umweltqualität besteht ohne dass die Person selbst das Umweltgut nutzt. In Tabelle 67 werden einige Güter und Leistungen mariner Ökosysteme den verschiedenen Wertkategorien zugeordnet.

Tabelle 67: Der gesamte ökonomische Wert mariner Ökosysteme (Beispiele)

	nutzungsabhängig		nutzungsunabhängig
	direkte Werte	indirekte Werte	Existenzwerte
Fischerei	X		
Tourismus	X		
Klimaregulation		X	
Nährstoffkreislauf		X	
Habitat/Biodiversität			X

VIII.2.2 Methoden für die ökonomische Bewertung nicht-marktlicher Güter und Leistungen - die kontingente Bewertung

Die Methoden zur Bewertung nicht-marktlicher Güter und Leistungen werden in indirekte und direkte Methoden unterschieden (Bateman et al., 2002). Während die indirekten Methoden beobachtbares Verhalten für die ökonomische Bewertung heranziehen, werden bei den direkten Verfahren die von einer Umweltveränderung betroffenen Personen nach ihrer Bewertung dieser Veränderung gefragt. Mittels einer Umfrage ein hypothetischer Markt errichtet, und es wird gefragt, ob, und wenn ja in welcher Höhe, die befragte Person für die Herbeiführung (oder Abwehr) der Umweltveränderung maximal zu zahlen bereit ist. Die direkten Verfahren bieten den Vorteil, dass durch ihren Einsatz auch Wertschätzungen erhoben werden können, die von einer Nutzung des Umweltgutes durch die befragte Person unabhängig sind. Zudem erlauben sie auch künftige Umweltveränderungen zu bewerten. In beiden Fällen würde beobachtbares Verhalten keine hinreichenden Hinweise auf die gesamte Wertschätzung geben da eine von der Nutzung unabhängige Wertschätzung nicht erfasst wird. Die Errichtung hypothetischer Märkte bringt es jedoch mit sich, dass die Zahlungsbereitschaft nur hypothetisch geäußert wird. Entsprechend stellt sich die Frage, wie glaubwürdig die mit diesen Methoden ermittelten Zahlungsbereitschaften sind. Würden die befragten Personen tatsächlich den Betrag zahlen, den sie in der Umfrage genannt haben, wenn sich zum Beispiel die Maßnahmen zur Reduzierung der Eutrophierung aufgrund der Ergebnisse der ökonomischen Bewertung als sinnvoll erwiesen haben?

Um die Validität der geäußerten Zahlungsbereitschaft einzuschätzen, haben sich in der Literatur die aus der Testtheorie stammenden Kriterien der Reliabilität und Validität durchgesetzt (Bateman et al., 2002). Während die Reliabilität auf den Grad der Genauigkeit zielt, mit dem das geprüfte Merkmal gemessen wird, und man hierfür die Gleichheit der Ergebnisse bei wiederholter Messung heranzieht, zielt die Validität darauf ab, wie gut eine Methode in der Lage ist, genau das zu messen, was sie zu messen vorgibt. Nach Bishop (2003) lassen sich in Anlehnung an die klassische Testtheorie *„the Three C's - content, construct, and criterion validity"* unterscheiden. Bei der inhaltlichen Validität (*Content Validity*) wird geprüft, wie gut der hypothetische Markt hinsichtlich theoretischer Grundlagen und der zu bewertenden Umweltveränderung konstruiert ist. Im Rahmen der Konstrukt-Validität (*Construct Validity*) wird getestet, inwieweit die geäußerten Zahlungsbereitschaften durch die theoretisch angenommenen Einflussvariablen erklärt werden (*Theoretical Validity*) und inwieweit unterschiedliche Bewertungsmethoden zu den gleichen Ergebnissen gelangen (*Convergent Validity*, z. B. ein Vergleich zwischen der Kontingenten Bewertung und der Reisekostenanalyse). Schließlich fragt die Kriterium-Validität (*Criterion Validity*) danach, ob die geäußerten Zahlungsbereitschaften mit anderen „wahrheitsgetreuen" Maßen korrespondieren. Hierbei werden, soweit dies möglich ist, hypothetische Zahlungen mit realen verglichen.

Bei Einsatz der Kontingenten Bewertung (KB) wird mit Hilfe von strukturierten Interviews ein hypothetischer Markt errichtet. Entsprechend sind den befragten Personen Informationen über das zu bewertende Gut, in der Regel eine Umweltveränderung, sowie über die Rahmenbedingungen für die monetäre Bewertung zu geben. Hierzu gehören Angaben darüber, an welchen Zahlungsempfänger (z. B. Regierung, Behörde) das Geld gehen soll und mit welchem Zahlungsinstrument (z. B. Einkommensteuer, Eintrittspreis) der Betrag zu zahlen wäre. Darüber hinaus wird versucht, durch zusätzliche Fragen

Informationen über die befragte Personen zu bekommen, die für die Erklärung der Zahlungsbereitschaft und für Tests auf Validität herangezogen werden können. Bei Anwendung der Kontingenten Bewertung werden die interviewten Personen in der Regel nach ihrer Wertschätzung für eine und nur eine Umweltveränderung befragt. Der Begriff „Kontingente Bewertung" bringt zum Ausdruck, dass die offenbarte Zahlungsbereitschaft in einem kontingenten Zusammenhang mit dem alternativen Umweltzustand und mit dem in der Befragung konstruierten Markt steht. Daher kann die Zahlungsbereitschaft auch nicht losgelöst vom hypothetischen Markt und seiner Ausgestaltung gesehen werden. Wesentliches Merkmal für die Differenzierung zwischen verschiedenen Typen von KB ist das Format der Frage nach der Zahlungsbereitschaft. Während in den historischen Anfängen der KB im Wesentlichen ein offenes Frageformat verwendet wurde, wird in heutigen Anwendungen vorwiegend mit geschlossenen Formaten gearbeitet. Bei Anwendung des offenen Formats wird gefragt, wie viel die jeweilige Person für die zu bewertende Veränderung zu zahlen bereit ist. Sind die befragten Personen zahlungsbereit, dann nennen sie direkt den Geldbetrag, den sie maximal zu zahlen bereit sind. Anders beim geschlossenen Format: Hier wird den befragten Personen ein Betrag genannt und erhoben, ob sie bereit sind, diesen zu zahlen, um das Umweltgut zu bekommen. Bei diesem Format antworten die Befragten also nur mit Ja oder Nein. Darüber hinaus werden Formate wie die sogenannte Zahlkarte (*Payment Card*) eingesetzt. In diesem Fall werden den befragten Personen mehrere mögliche Beträge zur Auswahl präsentiert. Sie werden dann gebeten, den Betrag auszuwählen, den sie maximal zahlen würden. Zu weiteren Formaten der Zahlungsbereitschaftsfrage siehe zum Beispiel Boyle (2003).

VIII.3 Methodik

VIII.3.1 Aufbau des Fragebogens

Im ersten Teil des Fragebogens wurden die Einstellung gegenüber Umweltproblemen an der Ostsee sowie Angaben zu Besuchen an der Ostsee abgefragt. Weiterhin wurde gefragt, was die befragten Personen während ihrer Aufenthalte an der Ostsee gemacht haben und ob es aus ihrer Sicht zum Beispiel andere Gewässer gibt, die ihnen ein ähnliches Freizeiterlebnis ermöglichen. Anschließend wurden die Befragten mit dem Problem der Eutrophierung vertraut gemacht. Neben einigen Wissensfragen zu dem Problem – so wurde gefragt, ob die Person vor der Umfrage schon einmal etwas von Algenblüten oder Sauerstoffmangel in der Ostsee aufgrund von Eutrophierung gehört hat - wurde ihnen eine fünfstufige Wasserqualitätsskala vorgelegt (Abbildung 27). Diese Skala nutzt fünf Farben zur Darstellung unterschiedlicher Wasserqualitäten und fasst die Auswirkungen der Eutrophierung auf die Wasserqualität anhand von fünf ökologischen Parametern zusammen. Anhand der Parameter Wasserreinheit, dem Vorhandensein von Algenblüten und Seegraswiesen, der Zusammensetzung von Fischarten und des Sauerstoffgehalts auf dem tiefen Meeresboden werden Zustände von bestmöglichster zu schlechtmöglichster Wasserqualität beschrieben.

Beschreibung der Auswirkungen von Eutrophierung						
Wasser-qualität	*Wasserreinheit*	*Algenblüte*	*Seegraswiesen*	*Fischarten*	*Tiefer Meeresboden*	Wasser-qualität
Best-mögliche Wasser-qualität	Klar	Selten	Ausgezeichneter Zustand Gute Laich- und Nahrungsbeding-ungen für Fische	Dorsch, Hering und Barsch verbreitet	Keine Sauerstoffarmut Bodentiere verbreitet	Best-mögliche Wasser-qualität
	Vornehmlich klar	Manchmal	Lückenhafter Bewuchs Gute Laich- und Nahrungsbeding-ungen für Fische	Dorsch, Hering und Barsch verbreitet	Sauerstoffarmut in größeren Gebieten Bodentiere verbreitet	
	Etwas trüb	In den meisten Sommern	Bedecken ein kleineres Gebiet Weniger gut für das Laichen von Fischen	Weniger Dorsch, aber Herring und Barsch verbreitet Vermehrt Plötzen, Karpfen und Brassen	Häufiger Sauerstoff-mangel in großen Bereichen Einige Bodentiere sind selten	
	Trüb	Jeden Sommer	Bedecken ein kleines Gebiet Schlecht für das Laichen von Fischen	Weniger Dorsch, Hering und Barsch Mehr Plötzen, Karpfen und Brassen	Häufiger Sauerstoff-mangel in großen Bereichen Einige Bodentier-gruppen sind verschwunden	
Schlecht-möglichste Wasser-qualität	Sehr trüb	Jeden Sommer auf großen Flächen	Fast verschwunden Nicht als Laichgebiete geeignet	Fast kein Dorsch, Hering und Barsch Viele Plötzen, Karpfen und Brassen	Ständiger Sauerstoff-mangel in großen Bereichen Keine Bodentiere in vielen Gebieten	Schlecht-möglichste Wasser-qualität

Abbildung 27: Beschreibung der Auswirkung von Eutrophierung der Ostsee

Im vierten Teil der Umfrage wurden den befragten Personen zwei Programme vorgelegt. Ihre Umsetzung die Wasserqualität in unterschiedlichem Ausmaß verbessern würde, d. h. die Eutrophierung reduzieren würden. Für jedes Programm wurde die Zahlungsbereitschaft anhand einer Zahlkarte erfragt. Des Weiteren wurde erfasst, wie sicher sich die Befragten ihrer Antwort sind, worin ihre Zahlungsbereitschaft bzw. Nicht-Zahlungsbereitschaft begründet ist, und ob sie an ein bestimmtes Gebiet oder einen bestimmten Effekt der Eutrophierung bei der Angabe ihrer Zahlungsbereitschaft gedacht haben. Abschließend wurden soziodemografische Angaben erhoben.

VIII.3.2 Bevölkerungsstichprobe

Die Umfrage wurde in Deutschland als Online-Befragung durchgeführt. Die Stichprobe für die Befragung wurde aus dem Panel des Umfrageinstituts LINK Institut für Markt- und Sozialforschung GmbH gezogen. Die Grundgesamtheit für das Panel besteht aus den privaten Internetnutzern Deutschlands zwischen 14 und 69 Jahren, die mindestens einmal

wöchentlich das Internet zu privaten Zwecken nutzen. Es umfasst etwa 150.000 Personen, die vom LINK Institut im Zuge von CATI Interviews rekrutiert wurden (keine Selbstselektion).

Im Anschluss an einen Pretest mit Experten und Kollegen (n = 11) wurde ein Pretest mit Personen aus dem Online-Panel (n = 120) durchgeführt; Teilnehmer wurden in beiden Pretests gebeten, Kommentare im Fragebogen zur Verständlichkeit und Funktionsweise zu machen. Für die Hauptbefragung wurden durch das LINK Institut 4.500 Personen über 18 Jahre aus dem Panel eingeladen. Die Teilnehmer erhielten mit der Einladung eine personalisierte URL, mit der sie auf die Umfrage zugreifen konnten. Die Befragung war hinsichtlich Alter und Geschlecht quotiert. In der Einladung fand sich lediglich der Hinweis, dass es in der Umfrage um "ein Thema im Umweltbereich" ginge, bei dem die Meinungen und Ansichten der Bevölkerung in ganz Deutschland erfasst werden sollten, nicht jedoch, dass a) der Schutz der Ostsee im Mittelpunkt steht und b) Zahlungsbereitschaften erhoben werden sollen. Nach Ablauf einer Woche wurde eine Erinnerung an alle Eingeladenen versandt, die noch nicht auf die Umfrage zugegriffen hatten. Befragte, die den Fragebogen abschlossen, erhielten einen Gutschein über 3 Euro in einem Online-Buchladen.

Die Befragung wurde vom 6. bis 25. Oktober 2011 durchgeführt; die Feldzeit betrug somit 19 Tage. Durch die Feldzeit von fast drei Wochen konnten auch Personen, die das Internet nicht täglich nutzen, gemäß ihrem Anteil an der Grundgesamtheit erreicht werden. Insgesamt wurden in der Hauptbefragung 1.498 Interviews durchgeführt.

VIII.3.3 Das Umweltgut: Reduzierung der Eutrophierung in der Ostsee bis 2050

Wasserqualität der Ostsee

Nach Fragen zur Erholungsnutzung der Ostsee und Gewässern im Allgemeinen wurden den befragten Personen Informationen über das Problem der Eutrophierung in der Ostsee gegeben sowie Fragen zum Kenntnisstand über die Folgen der Eutrophierung präsentiert. Diese Fragen dienten weniger dazu, den Stand der Kenntnisse abzufragen als dazu, zusätzlich Informationen über die Auswirkungen der Eutrophierung zu vermitteln. Mithilfe von Abbildung 28 wurde ein Szenario zum Zustand der Wasserqualität als Folge der Eutrophierung im Jahr 2050 präsentiert. Da bestehende Maßnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität fortgeführt würden, ist der auf Abbildung 28 dargestellte Zustand besser als der heutige. Die Wasserqualität entspricht den Farben der Wasserqualitätsskala (siehe Abbildung 27).

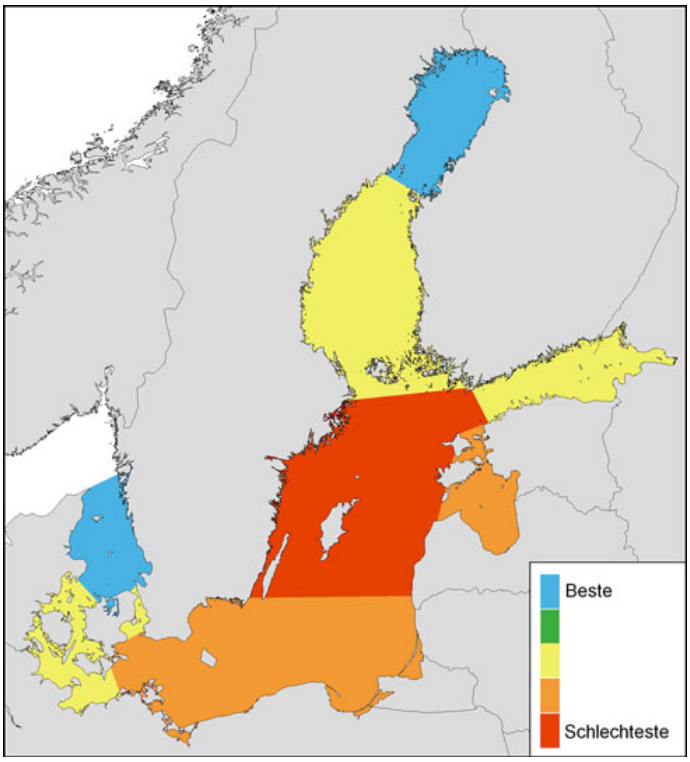


Abbildung 28: Wasserqualität im Jahr 2050 ohne zusätzliche Maßnahmen (Business-as-usual Szenario)

Quelle: Tuomi et al. 2011

Umweltqualitätsziele

Die beiden für die Befragung formulierten Umweltqualitätsziele beruhen auf dem im Baltic See Action Plan (BSAP) formulierten Zielen zur Reduzierung der Nährstoffeinträge in die Ostsee (HELCOM 2007). Eines der Umweltqualitätsziele, im Folgenden "Programm HBSAP", sieht eine 50%ige Zielerreichung vor, während das "Programm BSAP" eine 100% Zielerreichung vorsieht. Die Umweltqualität wurde anhand der fünfstufigen Wasserqualitätsskala (siehe Abbildung 27) hinsichtlich Wasserreinheit, Vorkommen von Algenblüten, Zustands von Seegraswiesen, Zusammensetzung der Fischarten und Sauerstoffversorgung des Meeresbodens beschrieben. Die Wasserqualitätsskala sowie die Szenarien wurden auf Grundlage der Anwendung von hydrodynamisch-ökologischen Modellen und Experteneinschätzungen von Syke, dem finnischen Umweltbundesamt, entwickelt (Tuomi et al. 2011).

Die Informationen darüber, wie die Umweltqualitätsziele erreicht werden können, blieben allgemein. Vor der Präsentation der Karten, die die Umweltqualitätsziele grafisch darstellen, wurde den Befragten vermittelt, dass durch die Programme die Eutrophierung der Ostsee gemindert würde. Als Beispiele für mögliche Maßnahmen wurden die Erhöhung der Effizienz der Abwasserbehandlung, der Wechsel zu phosphatfreien Waschmitteln und der geringere Einsatz von Düngemitteln in der Landwirtschaft genannt. Weiterhin wurde den Befragten mitgeteilt, dass jeweils nur die effizientesten Maßnahmen zur Reduzierung der Eutrophierung durchgeführt würden. Zudem würden alle Ostseeländer diesen Programmen zustimmen und sie wären international verbindlich.

Anschließend wurden die Befragten darüber informiert, dass zusätzliche Maßnahmen zur Reduzierung der Eutrophierung Geld kosten und einige dieser Kosten jährlich wiederkehren. Das ausgewählte Programm würde durch eine spezielle "Ostsee-Steuer" finanziert, die von Privatpersonen und Firmen in allen neun Ostsee-Anrainerstaaten erhoben würde. Diese Zahlungen würden für alle Privatpersonen und Firmen verpflichtend sein, und sie würden nur zur Verringerung der Eutrophierung der Ostsee eingesetzt werden.

Umweltqualitätsziele zur Reduzierung der Eutrophierung

Den Befragten wurden, wie bereits erläutert, zwei Karten mit verschieden starker Reduzierung der Eutrophierung in der Ostsee präsentiert. Das Programm HBSAP verringert die Eutrophierung gegenüber dem Business-as-usual Szenario nicht so umfangreich wie das Programm BSAP. Die Reihenfolge der Präsentation wurde variiert, d.h. etwa der Hälfte der Personen wurde zuerst das Programm HBSAP präsentiert, der anderen Gruppe zuerst das Programm BSAP. Die Zuweisung auf die Gruppen erfolgte per Zufallsgenerator. Die Befragten wurden gebeten, die Karten genau zu betrachten und sich zu überlegen, wie viel es ihnen wert wäre, eine entsprechende Verbesserung der Wasserqualität zu erreichen. Die Abbildungen 29 und 30 zeigen beispielhaft die Karten, die den Befragten vorgelegt wurden.

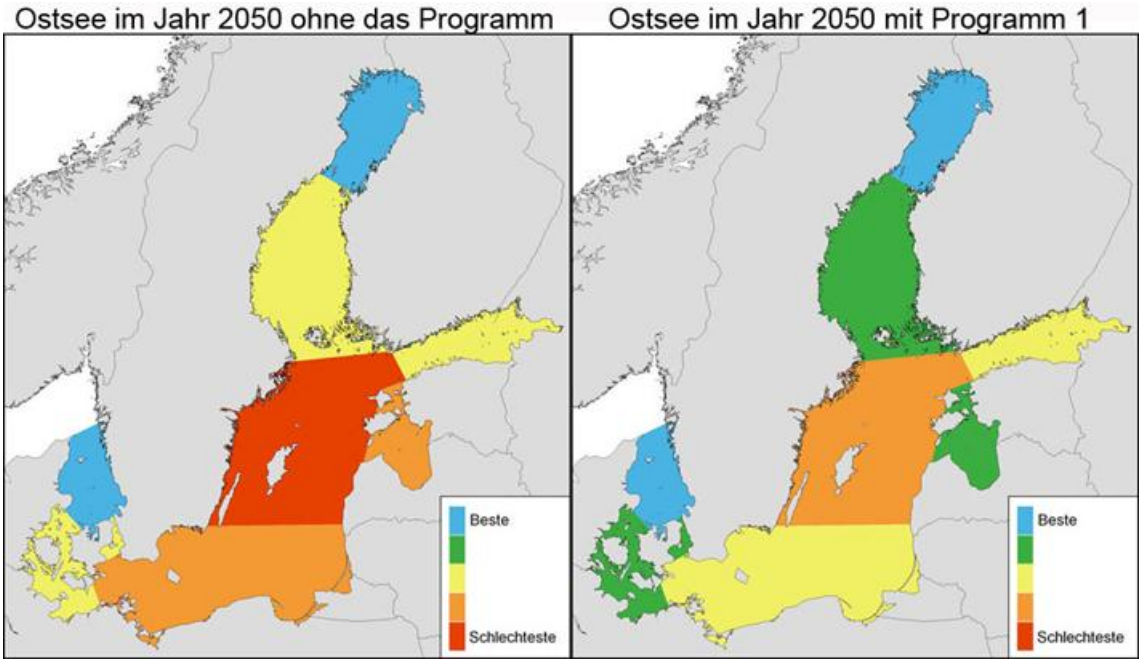


Abbildung 29: Karten zu Programm HBSAP zur Verbesserung der Wasserqualität durch Reduzieren der Eutrophierung im Vergleich zum Business-as-usual Szenario

Quelle: Tuomi et al. 2011, verändert

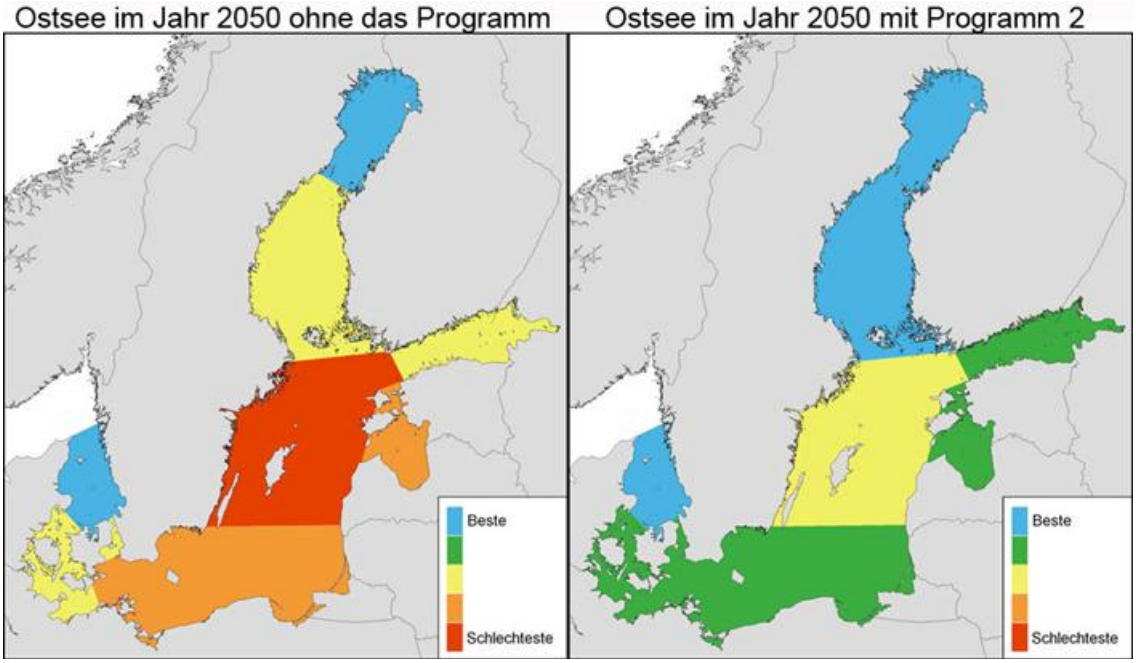


Abbildung 30: Karten zu Programm BSAP zur Verbesserung der Wasserqualität durch Reduzieren der Eutrophierung im Vergleich zum Business-as-usual Szenario

Quelle: Tuomi et al. 2011, verändert

VIII.3.4 Abfrage der Zahlungsbereitschaft

Grundsätzliche Zahlungsbereitschaft

Bevor die Programme präsentiert wurden, wurden alle Personen zunächst nach ihrer prinzipiellen Zahlungsbereitschaft gefragt. Sie wurden gefragt, ob sie grundsätzlich bereit wären, etwas für die Verringerung der Eutrophierung der Ostsee zu bezahlen. Antworteten die Befragten positiv oder mit "Weiß nicht", wurden ihnen anschließend die Karten zur Reduzierung der Eutrophierung vorgelegt. Antworteten sie mit "Nein", wurden Motive für diese Antwort und anschließend die soziodemographischen Merkmale erfasst.

Denjenigen Befragten, denen die beiden Programme präsentiert wurden, wurde anschließend jeweils eine Zahlkarte (siehe Abbildung 31) vorgelegt und folgende Frage gestellt: "Wie viel wären Sie höchstens jedes Jahr bereit zu zahlen damit das Programm X zur Verringerung der Eutrophierung umgesetzt werden könnte? Bitte bedenken Sie Ihr verfügbares Einkommen wenn Sie die Frage beantworten." Die Zahlkarte wurde auf Grundlage des Pretest und in Anlehnung an Rowe et al. (1996) entwickelt. Sie zeigt eine Reihe von Geldbeträgen, aus denen die Befragten gebeten werden den Betrag auswählen, der ihrer maximalen Zahlungsbereitschaft entspricht.

○	**0 €**	○	**12 €**	○	**37 €**	○	**115 €**	○	**360 €**
○	**5 €**	○	**15 €**	○	**50 €**	○	**150 €**	○	**480 €**
○	**7 €**	○	**20 €**	○	**65 €**	○	**200 €**	○	**über 480 €**
○	**9 €**	○	**28 €**	○	**90 €**	○	**270 €**	○	**Weiß nicht**

Abbildung 31: Zahlkarte zur Erfassung der Zahlungsbereitschaft

VIII.4 Ergebnisse

VIII.4.1 Soziodemografische Angaben

Insgesamt wurden 1.498 Interviews geführt, davon sind 1.463 auswertbar, 35 Interviews enthielten für einige Fragen fehlende Antworten. Dies entspricht einer Antwortquote von 32,5%. Tabelle 68 zeigt ausgewählte soziodemografische Daten sowohl für die Stichprobe als auch für die deutsche Bevölkerung. Stichprobe und Bevölkerung liegen bei einigen Angaben nah beieinander, zum Beispiel bei Alter oder Geschlecht. Hinsichtlich der Bildung weicht die Stichprobe jedoch deutlich von der Bevölkerung ab. Über 70% haben als höchste Schulbildung Fachhochschulreife oder Abitur, während dies in der Bevölkerung lediglich 25,4% sind (Destatis und WZB, 2011). Diese Abweichungen dürften zumindest zum Teil eine Folge der Online-Befragung sein, denn obwohl der Zugang und die Nutzung des Internets in den letzten Jahren beständig zugenommen hat, sind Menschen mit höherem Bildungsabschluss noch immer besser unter den Internetnutzern repräsentiert, insbesondere in der Gruppe der Personen über 50 Jahre (Initiative 21, 2009). Hinsichtlich des Nettohaushaltseinkommens weicht die Stichprobe vom Bevölkerungsdurchschnitt negativ ab. Der Mittelwert der Stichprobe liegt, trotz des signifikant höheren Anteils an höher gebildeten Personen, deutlich unterhalb des Wertes für die Bevölkerung. Dies ist vermutlich durch Unterschiede in der Erhebungsmethode begründbar. Die Angaben aus dem Statistischen Jahrbuch 2011 für Deutschland (Statistisches Bundesamt, 2011) beziehen Einkommen von bis zu 18.000 Euro pro Monat in die Berechnung mit ein, während in der vorliegenden Befragung für die höchste Kategorie (über 3.600 Euro) ein durchschnittlicher Wert von 4.500 Euro angekommen wird.

Tabelle 68: Soziodemografische Merkmale Stichprobe versus Bevölkerung

	Stichprobe (2011)				Deutschland (2010) (1)
	Mittel	Median	Min	Max	Mittel
Alter (in Jahren)	42,02	x	18	70	43,00
Geschlecht (1 = weiblich)	0,50	1	0	1	0,51
Personen pro Haushalt	2,51	2	1	8	2,05
Nettohaushaltseinkommen (in €) (2)	2.531	2.900	750	4.500	2.873 (3)
Bildung (in Jahren) (4)	14,00	13,00	9	17	12,00 (5)
Anzahl der Haushalte	1.463			40.301.000	Anzahl der Haushalte

Anmerkungen: 1) Falls nicht anders angegeben, stammen die Zahlen für die Gesamtbevölkerung aus dem Statistischen Jahrbuch 2011 für die Bundesrepublik Deutschland (Statistisches Bundesamt, 2011); 2) Aufgrund fehlender Angaben beruht dieser Wert auf 1.161 Beobachtungen; 3) Statistisches Bundesamt, 2011; 4) Für die Berechnung der Ausbildung in Jahren wurden folgende durchschnittlichen Werte angenommen: Haupt-/Realschulabschluss = 9 Jahre; Berufsausbildung = 12 Jahre, Abitur/Fachhochschulreife 13 Jahre, Universitäts-/Fachhochschulabschluss 17 Jahre; 5) eigene Schätzung.

Tabelle 69 zeigt die Verteilung der befragten Personen nach Bundesländern. Dabei zeigt sich für die meisten Bundesländer eine gute Übereinstimmung hinsichtlich des Anteils an der Bevölkerung in Deutschland und der Teilnahme an der Umfrage. Abweichungen zeigen sich für die Bundesländer Bayern, Berlin, Hamburg und Nordrhein-Westfalen. Die Verteilung der Interviews in Deutschland zeigt Abbildung 32. Auf der Karte ist jeder Postleitzahl-(PLZ)-Bereich markiert, in dem mindestens ein Interview geführt wurde. Im Durchschnitt wurden 1,2 Interviews in den PLZ-Bereichen geführt. Die höchste Anzahl an Interviews in einem PLZ-Bereich beträgt vier, die häufigste Anzahl pro PLZ-Bereich ist ein Interview.

Tabelle 69: Verteilung der Stichprobe und Bevölkerung auf die Bundesländer

Bundesland	Teilnehmer	%	Einwohner	%
Baden Württemberg	205	14,01	10.744.921	13,14
Bayern	150	10,25	12.510.331	15,29
Berlin	81	5,54	3.442.675	4,21
Brandenburg	36	2,46	2.511.525	3,07
Bremen	15	1,03	661.716	0,81
Hamburg	48	3,28	1.774.224	2,17
Hessen	128	8,75	6.061.951	7,41
Mecklenburg-Vorpommern	22	1,50	1.651.216	2,02
Niedersachsen	134	9,16	7.928.815	9,69
Nordrhein-Westfalen	352	24,06	17.872.763	21,85
Rheinland Pfalz	75	5,13	4.012.675	4,91
Saarland	19	1,30	1.022.585	1,25
Sachsen	72	4,92	4.168.732	5,10
Sachsen Anhalt	31	2,12	2.356.219	2,88
Schleswig-Holstein	57	3,90	2.832.027	3,46
Thüringen	38	2,60	2.249.882	2,75

N = 1.463, Anmerkung: Deutschland hat insgesamt 81.752.000 Einwohner (Stand 31.12.2010); Quelle: Statistisches Bundesamt (2011).

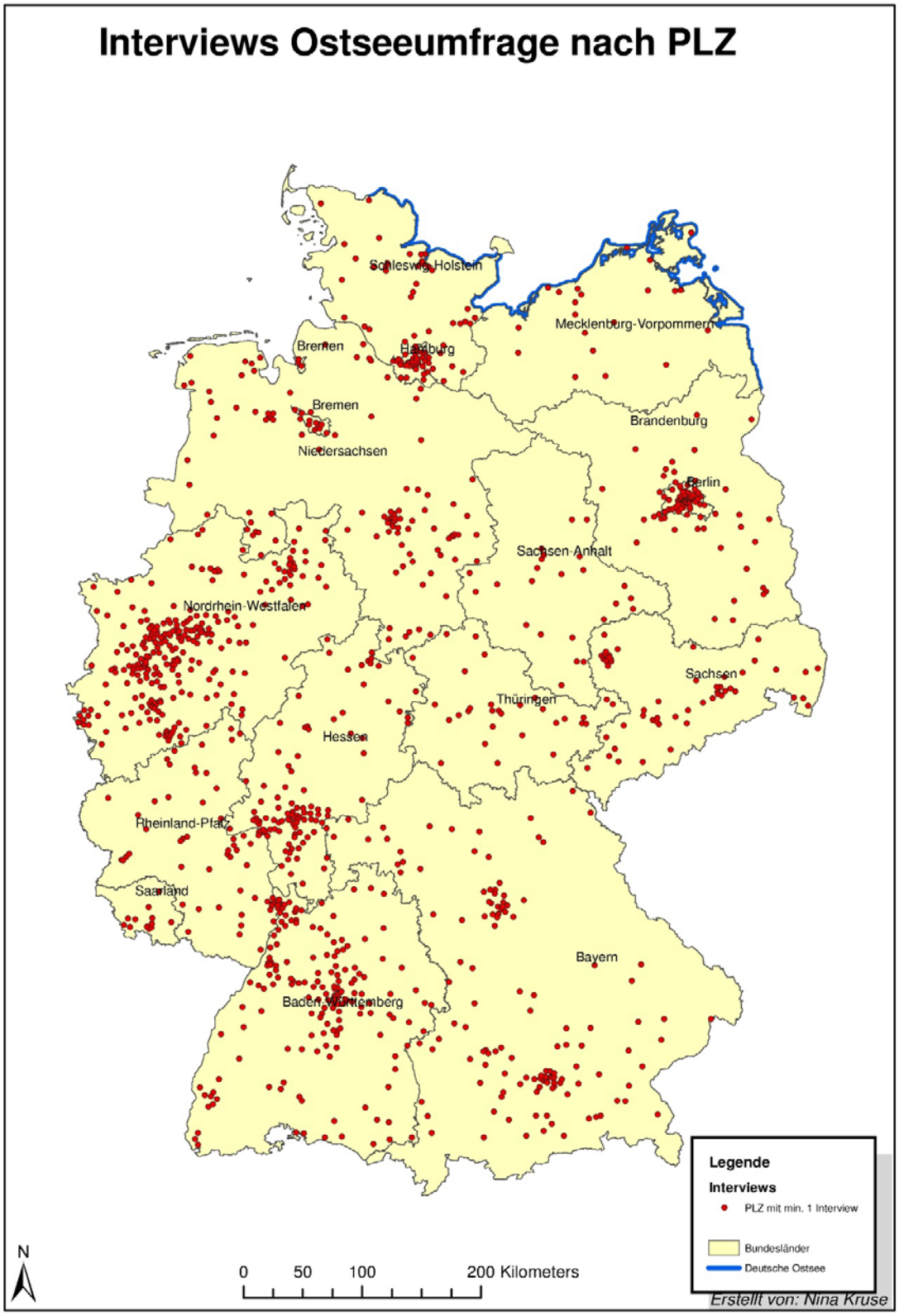


Abbildung 32: Verteilung der Interviews in Deutschland (nach Postleitzahlbereich

Tabelle 70 zeigt die Verteilung der Befragten hinsichtlich ihrer beruflichen Stellung. 41,0% der Personen aus der Stichprobe sind Vollzeit erwerbstätig, 12,9% arbeiten in Teilzeit und 7,5% der Befragten sind selbstständig tätig. 16,5% sind bereits in Rente oder pensioniert, während 14,9% derzeit studieren. 4,9% sind als Hausfrau oder Hausmann tätig. Nur 2,7% der Stichprobe sind derzeit beschäftigungslos.

Tabelle 70: Berufliche Stellung der Befragten (N = 1.463)

Berufliche Stellung	Häufigkeit	%
Vollzeit erwerbstätig	600	41,01
Teilzeit erwerbstätig	188	12,85
In Rente / Pension	241	16,47
Student/in	215	14,85
Hausfrau / Hausmann	71	4,85
Beschäftigungslos	39	2,67
Selbstständig	109	7,45

Auf die Frage nach dem höchsten Bildungsabschluss gaben über 70% der Befragten einen höheren Bildungsabschluss an; 32% nannten die allgemeine Hochschulreife oder Fachhochschulreife als ihren höchsten Abschluss und 40% gaben an, einen Universitäts- oder Fachhochschulabschluss zu haben. Im Vergleich dazu liegt der Anteil der Personen mit Fachhochschul- und Hochschulreife in der Bevölkerung in Deutschland insgesamt bei 25,4% (Destatis und WZB, 2011). Einen Haupt- oder Realschulabschluss gaben 9,8% als höchsten Bildungsabschluss an und 18,9% haben eine Berufsausbildung absolviert.

Schließlich zeigt die Tabelle 71 das Nettohaushaltseinkommen in Euro pro Monat. Die Personen wurden gebeten, anzugeben, in welcher der vorgegebenen Kategorien das Nettoeinkommen ihres Haushaltes liegt. Die zweite Spalte zeigt den kontinuierlichen Wert, der für das jeweilige Intervall angenommen wird; mit diesem Wert wird später in einigen der Modelle gerechnet. Die letzte Zeile der Tabelle zeigt, dass rund 21% der befragten Personen nicht bereit waren, ihr Haushaltseinkommen anzugeben. Dieser Wert liegt im Bereich der in vergleichbaren Studien beobachteten Angaben.

Tabelle 71: Monatliches Nettohaushaltseinkommen in Euro

Kategorie (in Euro)	Kontinuierlicher Wert*	Anzahl der Haushalte	In %
Bis 900	750	140	9,57
900 bis 1.599	1250	200	13,67
1600 bis 2.299	1950	238	16,27
2300 bis 3500	2900	315	21,53
Über 3500	4500	268	18,32
Keine Angabe		302	20,64

N = 1.463
Anmerkungen: *Für die unterste Einkommenskategorie wurde der Wert auf 750 € gesetzt und für die höchste Kategorie auf 4.500 € Nettohaushaltseinkommen.

VIII.4.2 Nutzung der Ostsee

Ein Großteil der Befragten, 82,9% (n = 1,213 Personen), hat die Ostsee vor dem Zeitpunkt der Umfrage mindestens einmal zu Freizeitzwecken besucht. 27,2% (n = 250) der Befragten haben die Ostsee in den letzten 12 Monaten besucht, 25,7% waren vor mehr als 12 Monaten, aber weniger als fünf Jahren an der Ostsee, und bei 30,0% der Befragten liegt der Besuch mehr als fünf Jahre zurück. Dagegen waren 17,1% (n = 250) der Befragten noch nicht an der Ostsee gewesen vor Durchführung dieser Umfrage. In Tabelle 72 sind die Aktivitäten aufgeführt, denen die Befragten an der Ostsee nachgingen.

Tabelle 72: Freizeitaktivitäten an der Ostsee

Freizeitaktivität	% der Befragten	% der Antworten
Aufenthalt am Strand oder der Küste, zum Beispiel zum Wandern, Sonnen oder Picknick machen	89,78	44,09
Schwimmen (im Meer)	58,78	28,87
Schiffsrundfahrten	24,65	12,11
Boot fahren (Segeln, Motorboot fahren, Ruderboot fahren, Kanu oder Kajak fahren)	13,77	6,76
Andere Aktivitäten, bitte angeben	10,39	5,10
Wassersport (Tauchen, Windsurfen, Wasserski)	3,63	1,78
Angeln	2,64	1,30
Gesamt	203,63	100

N = 1.213, Anmerkung: Mehrfachnennungen waren möglich, insgesamt wurden 2.470 Antworten gegeben.

Auf die als Antwortvorgaben präsentierten Aktivitäten entfallen die Meisten (89,9%) auf den Aufenthalt am Strand gefolgt vom Schwimmen im Meer (58,8%). An dritter Stelle findet sich eine Schiffsrundfahrt auf der Ostsee und an vierter Stelle wurden Segeln und Bootfahren genannt (13,8%). Wassersport wie Tauchen oder Windsurfen und Angeln spielten eine untergeordnete Rolle. Andere Aktivitäten umfassten vor allem Rad fahren und Besichtigen von Museen oder Städten an der Ostsee.

Auf die Frage, wie oft sie im Vergleich zur Ostsee andere Gewässer (Seen, Flüsse oder andere Meeres- oder Küstengebiete) in Deutschland oder in anderen Ländern zur Erholung am Wasser besuchten, antworteten 17,5%, dass sie die Ostsee häufiger als andere Gewässer besuchten. Dagegen besuchten 18,7% die Ostsee genauso oft wie andere Gewässer. Fast 60% der Befragten besuchen andere Gewässer häufiger als die Ostsee, 4,2% waren sich unsicher.

Bei der Frage, ob die Ostsee der einzige Ort für ein solches Freizeiterlebnis ist, entfielen 55,2% der insgesamt 1.507 Antworten (Mehrfachantworten waren möglich) auf die Antwortoption, dass die Personen sich an einem anderen Meer (z.B. dem Mittelmeer oder der Nordsee) auf gleiche Weise erholen oder ähnlichen Freizeitaktivitäten nachgehen können wie an der Ostsee. Weiterhin entfielen 32,9% der Antworten auf die Option, dass ein solches Erlebnis an einem See oder einem Fluss möglich ist und 7,1% auf die Option, dass sie

sich an einem anderen Ort ähnlich erholen könnten. Die Angaben umfassten sowohl namentlich genannte Binnenseen oder Meere (z.B. Atlantik und Nordsee) als auch alternative Aktivitäten wie z.B. Spazierengehen im Wald. Schließlich entfielen 4,9% der Antworten auf die Option, dass die Ostsee der einzige Ort für ein solches Freizeiterlebnis sei.

Von den 1.100 Befragten, die alternative Orte zur Erholung nutzen, gaben 60,6% an, dass das nächstgelegene Gewässer, an dem sie ein ähnliches Freizeiterlebnis wie an der Ostsee haben können, näher zu ihrem Wohnort ist als die Ostsee. Für 19,1% ist es etwa genauso weit entfernt wie die Ostsee. Ein vergleichbares Gewässer ist für 17,5% weiter entfernt als die Ostsee. 2,8% waren unschlüssig.

Auf die Frage, ob sie in den nächsten fünf Jahren die Ostsee in ihrer Freizeit besuchen würden, gaben 35,1% an, die Ostsee bestimmt zu besuchen. Weitere 31,9% gaben an, dass sie die Ostsee wahrscheinlich besuchen werden. Dagegen gaben 16,7% an, dass sie die Ostsee wahrscheinlich nicht besuchen werden und 2,1% schlossen einen Besuch aus. 14,4% der Befragten waren diesbezüglich unschlüssig.

VIII.4.3 Einstellungen und Wissen zum Problem der Eutrophierung

Tabelle 73 zeigt die Zustimmung zu Aussagen zum Umweltzustand und Umweltschutz der Ostsee. Über die Hälfte der Befragten (54,1%) gibt an, sich um den Umweltzustand der Ostsee zu sorgen. Etwa ein Drittel zählt die Probleme der Ostsee zu den drei wichtigsten Umweltproblemen in Deutschland, für ein weiteres Drittel ist dies nicht der Fall. Auch sieht etwa ein Drittel der Befragten sich selbst in der Position, zur Verbesserung der Umwelt an der Ostsee beizutragen. Dagegen meinen 34,9% der Befragten, dass sie eher nicht oder überhaupt nicht selbst zu einer besseren Umweltqualität der Ostsee beitragen können. Eine große Mehrheit der Befragten ist der Meinung, dass zum Schutz der Ostsee ein internationales Abkommen nötig ist. Fast die Hälfte der Befragten zeigt hierfür eine starke Zustimmung, weitere 34,6% stimmen eher zu. Ferner finden 8,5% der Befragten, dass Umweltprobleme an der Ostsee übertrieben dargestellt werden, 52,8% dagegen stimmen dem nicht zu. Ferner sehen sich 41,4% in der Pflicht, zum Schutz der Ostsee beizutragen, 21,1% stimmen dem eher nicht oder überhaupt nicht zu.

Tabelle 73: Einstellungen gegenüber Umweltbelangen der Ostsee (Angaben in %)

Aussage über die Ostsee	Stimme vollkommen zu	Stimme eher zu	Stimme weder zu noch nicht zu	Stimme eher nicht zu	Stimme überhaupt nicht zu	Mittelwert
Ich sorge mich um den Umweltzustand der Ostsee.	14,01	40,12	29,94	12,71	3,21	2,51
Die Umweltprobleme der Ostsee gehören für mich zu den drei wichtigsten Umweltproblemen in Deutschland.	5,19	25,43	39,51	23,17	6,70	3,01
Ich kann einen Beitrag zur Verbesserung der Umwelt der Ostsee leisten.	5,47	23,65	36,02	26,32	8,54	3,09
Zum Schutz der Ostsee ist ein internationales Abkommen nötig.	47,98	34,59	13,88	2,67	0,89	1,74
Die Umwelt-zerstörung der Ostsee wird übertrieben dargestellt.	0,89	7,59	38,76	37,66	15,11	3,59
Es ist meine Pflicht, mich am Schutz der Ostsee zu beteiligen.	9,71	31,65	37,59	15,38	5,67	2,76

N = 1.463

Tabelle 74 zeigt, welche Wirkungen der Eutrophierung auf die Ostsee die Befragten vor der Umfrage kannten. Es zeigt sich, dass mehr als die Hälfte der Befragten (57,6%) bereits von Algenblüten gehört hatte. Etwa die Hälfte der befragten Personen hat schon einmal davon gehört, dass Eutrophierung einen Mangel an Sauerstoff auf dem Meeresboden in einigen Regionen der Ostsee und zu einigen Zeiten des Jahres verursachen kann. Mit dem Effekt der verringerten Sichttiefe waren 41,34% bekannt. Die Wirkung eines übermäßigen Eintrags von Nährstoffen auf die Zusammensetzung der Fischarten kannte ein Drittel (32,9%) der Befragten vor der Umfrage. Dass bei Eutrophierung Algen mehrjährige Seegräser verdrängen, war dagegen eher wenigen Befragten (22,2%) bekannt.

Tabelle 74: Auswirkungen der Eutrophierung und Kenntnisse der Befragten

Von der Auswirkungen schon einmal gehört vor der Umfrage	% der Befragten	
	Ja	Nein
Verringerung der Sichttiefe	41,22	58,78
Algenblüten	57,62	42,38
Verlust von Seegraswiesen	22,21	77,79

Veränderungen der Zusammensetzung von Fischarten	32,95	67,05
Mangel an Sauerstoff am Meeresboden	50,79	49,21

N = 1.463

Nur 1,9% (n = 27) der Teilnehmenden haben die Auswirkungen der Eutrophierung der Ostsee vor der Umfrage oft erlebt. 21,5% (n = 314) haben Auswirkungen der Nährstoffanreicherung manchmal erlebt. Über die Hälfte der Befragte (52,4%, n = 767) hat keine persönliche Erfahrung mit den Auswirkungen. Etwa ein Viertel der Befragten (24,3%, n = 355 Personen) ist sich unsicher.

Tabelle 75 fasst zusammen, welche Auswirkungen der Eutrophierung die Befragten bereits erlebt haben. Insbesondere Algenblüten und eine Verringerung der Sichttiefe haben die Befragten bereits persönlich erlebt. Etwa 10% der Befragten haben eine veränderte Zusammensetzung der Fischarten in der Ostsee beobachtet. Nur ein kleiner Teil der Befragten hat den Verlust von Seegraswiesen erlebt.

Tabelle 75: Persönlich erlebte Auswirkungen der Eutrophierung

Auswirkungen	Häufigkeit	% der Antworten	% der Fälle
Algenblüten	280	46,59	81,40
Verringerung der Sichttiefe	254	42,26	73,84
Veränderungen der Zusammensetzung von Fischarten	35	5,82	10,17
Andere	19	3,16	5,52
Verlust von Seegraswiesen	13	2,16	3,78

N = 344; Anmerkung: Anzahl der Antworten = 601; Befragte konnten mehrere Auswirkungen auswählen

Tabelle 76 zeigt die Zeitspanne, in der Befragte zum ersten Mal von den Auswirkungen der Eutrophierung der Ostsee gehört haben. Von den 1.463 Befragten hat die Mehrzahl (38,2%) erst durch den Fragebogen von den Auswirkungen der Eutrophierung der Ostsee erfahren. Weitere 8,1% haben erst nach 2010 von diesen Auswirkungen gehört, 34,7% erstmals in diesem Jahrtausend. 12,3% der Befragten haben in den 1990ern das erste Mal von den Auswirkungen der Eutrophierung gehört und insgesamt 6,8% vor Beginn der 1990er. Weiterhin ist ein Großteil der Befragten (60,5%) hinsichtlich der zukünftigen Wasserqualität der Ostsee eher pessimistisch. Diese Befragten gehen davon aus, dass sich die Wasserqualität in den nächsten 40 Jahren verschlechtern wird. Dagegen gaben 13,1% an, dass die Qualität nach ihrer Einschätzung gleich bleibt und nur 15,5% sind der Meinung, dass sich die Qualität verbessern wird.

Tabelle 76: Zeitspanne, in der die Befragten zum ersten Mal von den Auswirkungen der Eutrophierung der Ostsee hörten

Zeitpunkt	% der Antworten
Schon vor 1960	0,07
Zwischen 1960 und 1970	0,41
Zwischen 1970 und 1980	1,57
Zwischen 1980 und 1990	4,72
Zwischen 1990 und 2000	12,30
zwischen 2000 und 2010	34,65
nach 2010	8,07
Ich habe in dieser Umfrage zum ersten Mal davon gehört	38,21

N = 1.463

Vor den Fragen zur Zahlungsbereitschaft wurden die befragten Personen gebeten, aus einer Liste politischer Themen die beiden Themen auszuwählen, die aus ihrer Sicht am wichtigsten sind. Die Frage wurde mit dem Satz eingeleitet dass auch andere Angelegenheiten als die Verringerung der Eutrophierung Beachtung erfordern könnten. Ziel dieser Frage war es, den Befragten direkt vor der Frage nach der Zahlungsbereitschaft für die Verringerung der Eutrophierung zu verdeutlichen, dass auch andere gesellschaftliche Ziele bestehen, die aus ihrer Sicht bedeutend sind. Dadurch sollte einer Überschätzung der Wichtigkeit der Reduzierung der Eutrophierung entgegengewirkt werden. Tabelle 77 zeigt die Antworten auf diese Frage. Fast ein Drittel der Nennungen entfallen auf das Thema Bildung, gefolgt vom Thema Klimaschutz. Auf das Thema Gewässerschutz entfallen 7,7% der Nennungen, es folgt damit an vierter Stelle. Als weitere politische Themen wurden die Finanzkrise und eine Stabilisierung der Wirtschaft sowie Herstellen von sozialer Gerechtigkeit genannt.

Tabelle 77: Wichtige gesellschaftliche Themen

	Häufigkeit	% der Antworten	% der Fälle
Bildung	859	29,36	58,71
Klimaschutz	746	25,50	50,99
Gesundheitswesen	533	18,22	36,43
Gewässerschutz	225	7,69	15,38
Artenschutz	211	7,21	14,42
Öffentliche Sicherheit	175	5,98	11,96
Öffentliche Infrastruktur	107	3,66	7,31
Andere Probleme	70	2,39	4,78
Summe	2,926	100,00	200,00

N = 1.463; jede Person wurde um die Angabe von zwei Themen gebeten

Die Zahlungsbereitschaft wird im Folgenden für das umfangreichere Programm BSAP untersucht, da diese für die Umweltpolitik das bedeutendere Programm ist. Das zweite, weniger umfangreiche Programm HBSAP wurde vor allem aus methodischen Gründen in

die Umfrage aufgenommen und wird daher in diesem Bericht nicht weiter betrachtet. Insgesamt haben 834 Personen (55,7%) eine Zahlungsbereitschaft für die Umsetzung des Programms BSAP zum Ausdruck gebracht, d.h., sie haben für dieses Programm auf der Zahlkarte einen Geldbetrag über 0 Euro angegeben.

Umgekehrt waren 662 Personen aus der Stichprobe nicht bereit für dieses Programm zur Reduzierung der Eutrophierung zu zahlen; 105 dieser Personen gaben auf der Zahlkarte „weiß nicht“ an und werden daher als nicht zahlungsbereit angesehen. Tabelle 78 zeigt die Gründe, die der 557 nicht zahlungsbereiten Personen als die wichtigsten dafür angegeben wurden, nicht zahlungsbereit zu sein. Am häufigsten genannt wurde, dass die Personen sich eine Zahlung nicht leisten können, dass sie nicht glauben, dass die Einnahmen aus der Steuer für die Reduzierung der Eutrophierung verwendet werden, und dass andere Probleme wichtiger sind.

Tabelle 78: Gründe, warum keine Zahlungsbereitschaft besteht

	Häufigkeit	% der Antworten
Die aktuelle Eutrophierung der Ostsee ist nicht problematisch.	4	0,72
Ich kann es mir nicht leisten zu zahlen.	120	21,54
Ich glaube nicht, dass ein Programm zur Verringerung der Eutrophierung wirksam sein würde.	27	4,85
Ich bin bereit, für die Verringerung der Eutrophierung zu bezahlen, aber nicht durch eine weitere Steuer.	29	5,21
Ich bin bereit, für die Verringerung der Eutrophierung zu bezahlen, aber ich denke, dass diejenigen, die mehr verschmutzen, mehr zahlen sollen.	76	13,64
Ich bin bereit, für die Verringerung der Eutrophierung zu bezahlen, aber ich denke, dass die Zahlung vom Einkommen abhängig sein sollte.	10	1,80
Die Ostsee interessiert mich nicht.	14	2,51
Andere Probleme sind wichtiger.	97	17,41
Ich glaube nicht, dass die Einnahmen aus der Steuer für das Programm verwendet werden würden.	112	20,11
Andere Gründe	68	12,21

n = 557; Anmerkung: Befragte wurden gebeten, ihren wichtigsten Grund anzugeben

Zur Auswertung der Zahlungsbereitschaften für das Programm BSAP werden zwei Modelle verwendet. Erstens wird ein Logit-Model geschätzt, um zu untersuchen, welche Merkmale einer Person die generelle Zahlungsbereitschaft positiv beeinflussen. Zweitens wird eine Intervall-Regression durchgeführt, um die Höhe der Zahlungsbereitschaft zu schätzen. Tabelle 79 zeigt die Ergebnisse aus dem Logit-Model. Die abhängige Variable ist in diesem Modell die generelle Zahlungsbereitschaft als ja/nein-Antwort. Als unabhängige Variablen wurden alle direkten Merkmale einer Person und ihres Haushaltes (Alter, Geschlecht, Haushaltsgröße, etc.) sowie Merkmale, die die Beziehung der Person zur Ostsee beschreiben (bisherige Besuche, geplanter Besuch, Entfernung von der Ostsee, etc.) aufgenommen. Alle Variablen, die nicht auf dem 5%-Niveau signifikant waren, wurden aus dem Modell schrittweise ausgeschlossen.

Folgende Personenmerkmale haben einen signifikanten Einfluss auf die generelle Zahlungsbereitschaft: Personen, die die heutige Umweltqualität der Ostsee als eines der zurzeit drei größten Umweltprobleme in Deutschland sehen, sind eher zahlungsbereit; ferner sind Personen, die vor der Umfrage schon einmal an der Ostsee waren und Personen, die sich sicher sind, dass sie die Ostsee in den nächsten fünf Jahren besuchen werden, eher zahlungsbereit als Personen, auf die dieses nicht zutrifft. Positiv wirkt sicher darüber hinaus auf die Zahlungsbereitschaft aus, wenn die Person selber schon vor Ort die Auswirkungen der Eutrophierung erlebt hat. Dagegen hat das Alter einen negativen Einfluss auf die generelle Zahlungsbereitschaft. Schließlich wirken sich eine höhere Ausbildung, hier ausgedrückt in der Anzahl an Jahren in der Ausbildung, sowie eine größere Distanz zur Ostsee wieder positiv auf die Zahlungsbereitschaft auf. Während die Wirkungsrichtung der Merkmale plausibel und erwartet ist, überrascht der positive Einfluss der Entfernung. Hier dürfte sich vor allem die unterschiedlichen Einkommensverhältnisse widerspiegeln: diese sind in der Nähe der Ostsee im Durchschnitt geringer als in Regionen mit größerer Distanz wie Bayern oder Baden-Württemberg.

Tabelle 79: Logit-Modell generelle Zahlungsbereitschaft

Variable	Koeffizient	t-Wert	Signifikanz
Ostsee wichtiges Umweltproblem	0,453	3,69	***
Besuch Ostsee	0,343	2,25	*
Besuch sicher	0,289	2,17	*
Eutrophierung erlebt	0,662	4,55	***
Alter	-0,009	2,48	*
Jahre in Ausbildung	0,104	5,05	***
Entfernung Ostsee	0,001	2,73	**
Konstante	-1,872	4,86	***
Loglikelihood Konstante			-1022,00
Loglikelihood Modell			-973,80

* p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001

In Tabelle 80 sind die Ergebnisse für die mittlere Zahlungsbereitschaft erstens basierend auf dem Mittelwert der Intervalle der Zahlkarte sowie zweitens basierend auf der Intervallregression zu sehen. Bei der Berechnung mit Hilfe der Intervallregression wurde dem von Cameron und Huppert (1989) beschriebenen Ansatz gefolgt, jedoch ein Modell nur mit einer Konstanten gerechnet. Dieses Modell ist hinreichend wenn die Ermittlung der Höhe der Zahlungsbereitschaft im Mittelpunkt steht. Die Schätzmodelle selber werden an dieser Stelle nicht berichtet. Die Konfidenzintervalle wurden mittels Bootstrapping-Verfahren mit 250 Wiederholungen berechnet. Die mittlere Zahlungsbereitschaft von 47,4 Euro pro Jahr basierend auf den Mittelwerten der Intervalle der Zahlkarte liegt sehr nahe bei der mittleren Zahlungsbereitschaft basierend auf der Intervallregression in Höhe von 48,2 Euro pro Jahr. Als dritte Kenngröße wird in der Tabelle der Median als konservativeres Maß berichtet. Für ihn ergibt sich ein Wert von 30,3 Euro an Zahlungsbereitschaft für das Programm BSAP pro Jahr. Die in Tabelle 80 genannten Werte beziehen sich auf die Gruppe

der zahlungsbereiten Personen. Da rund 56% der befragten Personen zahlungsbereit sind, ergibt sich für die gesamte Stichprobe gerundet ein Mittelwert von 27 Euro pro Jahr basierend auf den Werten der Intervallregression.

Tabelle 80: Höhe der geäußerten Zahlungsbereitschaft in Euro/Jahr für BSAP

Mittelwert nach Intervallmitten	Mittelwert Intervallregression	Median Intervallregression
47,43 (43,75 – 51,12)	48,24 (43,95 – 52,53)	30,30 (28,03 – 32,57)

Anmerkung: Die Konfidenzintervall wurden mittels Bootstrapping mit 250 Wiederholungen berechnet.

VIII.4.4 Hochrechnung der Ergebnisse für Deutschland

Die einfachste Form der Hochrechnung der Zahlungsbereitschaft für eine Grundgesamtheit, hier die Bevölkerung in Deutschland über 18 Jahren, ist die Multiplikation der mittleren ermittelten Zahlungsbereitschaften mit der Anzahl der Personen in der Grundgesamtheit (Bateman et al., 2002). Dieser Ansatz würde jedoch davon ausgehen, dass im Durchschnitt nicht nur die in jedem Haushalt befrage Person bereit wäre, einen Betrag in dieser Höhe zu zahlen, sondern alle Personen in jedem Haushalt. Als konservative Annahme wird davon ausgegangen, dass die geäußerte Zahlungsbereitschaft nicht für eine Person, sondern für den Haushalt steht. Entsprechend wird der Wert für die Zahlungsbereitschaft mit der Anzahl der Haushalte in Deutschland multipliziert. In 2010 existierten in Deutschland 40,3 Millionen Haushalte (Statistisches Bundesamt 2011). Die Anzahl an Haushalten wird im Folgenden mit dem Prozentsatz an Personen multipliziert die generell zahlungsbereit sind.

Der Vergleich der soziodemografischen Angaben aus der Stichprobe mit den Daten für Deutschland zeigt, dass die Stichprobe vor allem hinsichtlich des Personenmerkmals Bildung verzerrt ist. Auch liegt das Alter in der Stichprobe leicht unter dem mittleren Alter in der Bevölkerung. Mit den Ergebnissen aus dem Logit-Modell zur generellen Zahlungsbereitschaft wurde daher berechnet, wie sich der Anteil an generell zahlungsbereiten Personen ändert wenn für die Bildungsjahre ein geringerer Wert angenommen wird. Wird anstatt der mittleren Anzahl von 14 Bildungsjahren in der Stichprobe ein Wert von 12 Bildungsjahren sowie ein Durchschnittsalter von 43 Jahren angenommen, dann verringert sich der Anteil der generell zahlungsbereiten Personen von 56% auf 48%. Weiterhin wurden die zahlungsbereiten Personen in der Umfrage nach Äußerung ihrer Zahlungsbereitschaft danach gefragt, wie sicher sie sich sind, dass sie den genannten Betrag auch tatsächlich zahlen würden. Hierzu wurde den Personen eine 10-stufige Skala vorgelegt und sie wurden gebeten, darauf den Grad ihrer Sicherheit zu nennen. Untersuchungen (Morrison und Brown, 2009) haben gezeigt, dass bei Verwendung dieser Skala ab einem Wert von 7 und höher davon ausgegangen werden kann, dass diese Personen auch tatsächlich zahlen. Entsprechend wird hier der Prozentsatz an Personen, die generell zahlungsbereit sind, um diejenigen korrigiert, die bei der Abfrage der Sicherheit über ihre Zahlungsbereitschaft einen Wert von 6 oder geringer angegeben haben. Für diese Personen wird angenommen, dass sie nicht zahlungsbereit sind, das heißt, dass sie tatsächlich eine Zahlungsbereitschaft von null haben. In diesem Fall liegt die generelle Zahlungsbereitschaft bei 36%.

Tabelle 81: Gesamte Zahlungsbereitschaft in Euro pro Jahr für Programm BSAP

Variante	Zahlungsbereitschaft basierend auf Mittelwert	Zahlungsbereitschaft basierend auf Median
56% aller Haushalte (Wert aus Stichprobe)	1.088.680.320	683.810.400
48% aller Haushalte (korrigiert um Bildung und Alter)	991.476.720	622.755.900
36% aller Haushalte (korrigiert um Zahlungssicherheit)	699.865.920	439.592.400

Tabelle 81 zeigt die gesamte Zahlungsbereitschaft für die drei genannten Varianten. Wird erstens davon ausgegangen, dass, wie in der Stichprobe ermittelt, 56% aller Haushalte für das Programm zahlungsbereit sind und eine mittlere Zahlungsbereitschaft von 48 Euro pro Jahr haben, dann ergibt sich eine gesamte Zahlungsbereitschaft von über einer Milliarde Euro pro Jahr. Dieser Wert sinkt wenn der konservativere Median herangezogen wird. In diesem Fall liegt die gesamte Zahlungsbereitschaft bei 684 Millionen Euro pro Jahr. Da jedoch davon auszugehen ist, dass mit der genutzten Stichprobe die generelle Zahlungsbereitschaft überschätzt wird, wird zweitens der korrigierte Wert von 48% verwendet. Der aggregierte Wert liegt dann bei 991 Millionen Euro wenn der Mittelwert und bei 623 Millionen wenn der Median der Zahlungsbereitschaft herangezogen wird. Schließlich wird die geäußerte Unsicherheit hinsichtlich der genannten Zahlungsbereitschaft berücksichtigt. Wird sie berücksichtigt, dann ergibt sich eine Zahlungsbereitschaft auf 700 Millionen Euro bzw. 440 Millionen Euro pro Jahr für die Berechnung mit Mittelwert bzw. Median.

VIII.5 Zusammenfassung

Ziel des Vorhabens BalticSUN ist es, die Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung für die Erreichung eines geringeren Grads an Eutrophierung in allen Ostsee-Anrainerstaaten zu ermitteln und als Basis für Entscheidungen über Meeresumweltpolitik zur Verfügung zu stellen. Ein von Forschungseinrichtungen in allen Ostseeländern gemeinsam entwickelter Fragebogen erlaubt sowohl eine nationale Betrachtung als auch einen internationalen Vergleich der Nutzen aus einer Reduzierung der Eutrophierung in der Ostsee. In der Umfrage wurde die Zahlungsbereitschaft für eine Verbesserung der Wasserqualität bis zum Jahr 2050 infolge verringerter Nährstoffeinträge erhoben. Die bewerteten Umweltqualitätsziele wurden aus dem Baltic Sea Action Plan (BSAP) abgeleitet. Zudem wurden Determinanten der Zahlungsbereitschaft wie die Nutzung der Ostsee zur Erholung, Wissen über die Ostsee und ihren heutigen Umweltzustand sowie soziodemographische Merkmale der befragten Personen ermittelt.

Im Rahmen der deutschen Teilstudie wurden 1.463 Personen aus einem Online-Panel befragt. Ein Großteil dieser Personen (82,9%) hat die Ostsee vor dem Zeitpunkt der Umfrage mindestens einmal zu Freizeitzwecken besucht. Für eine Mehrzahl der Personen ist

insbesondere der Aufenthalt am Strand oder der Küste zum Spazierengehen, Wandern oder Sonnen eine wichtige Aktivität, aber auch das Schwimmen in der Ostsee wird häufig genannt. Fast 5% der Befragten geben an, an der Ostsee ein Freizeiterlebnis zu haben, welches sie an keinem anderen Ort haben können. Hinsichtlich der soziodemographischen Merkmale zeigt sich, dass die Stichprobe die Verteilung entsprechend den Variablen Alter und Geschlecht recht gut widerspiegelt, allerdings im Bereich Bildung deutlich verzerrt ist. Während in der Bevölkerung 25,4% die Fachhochschul- oder Hochschulreife haben, sind dies in der Stichprobe über 70%. Diese Verzerrungen sind auch auf die aus Budgetgründen gewählte Methode der Befragung über ein Online-Panel zurückzuführen.

Für die befragten Personen zeigt sich, dass sie generell um den Umweltzustand der Ostsee besorgt sind und mehrheitlich der Meinung sind, dass ein internationales Abkommen zum Schutz dieses Meeres notwendig ist. Mit dem Problem der Eutrophierung der Ostsee waren über 60% der Befragten vor der Befragung vertraut; die Phänomene der Eutrophierung waren unterschiedlich gut bekannt. Während über die Hälfte der Befragten (57,6%) bereits von Algenblüten in der Ostsee gehört haben, wusste etwa ein Drittel, dass sich die Zusammensetzung der Fischarten verändert. Vergleichsweise wenige Befragten (22,2%) wussten, dass bei Eutrophierung Algen mehrjährige Seegräser verdrängen. Weniger als ein Viertel aller Befragten gab an, die Auswirkungen der Eutrophierung der Ostsee schon einmal persönlich erlebt zu haben.

Hinsichtlich der Zahlungsbereitschaft ergibt sich, dass 56% der Befragten bereit sind, für das Umweltqualitätsziel BSAP zu zahlen. Für diesen Teil der Stichprobe liegt die mittlere Zahlungsbereitschaft bei 48 Euro pro Jahr für das Programm BSAP, der Median liegt bei 30 Euro pro Jahr. Die Hochrechnung der Zahlungsbereitschaft für die Reduzierung der Eutrophierung in der Ostsee resultiert für das Reduktionsziel des BSAP bei konservativen Annahmen – Median und Berücksichtigung von Antwortunsicherheit - in einer Summe 440 Millionen Euro pro Jahr. Im Fall weniger konservativer Annahmen steigt die gesamte Zahlungsbereitschaft auf knapp über eine Milliarde.[200]

Für die Umweltpolitik dürfte es nun entscheidend sein, die jährlichen Kosten für das im Baltic Sea Action Plan genannte Ziel zu bestimmen. Liegen sie jährlich unterhalb der genannten 440 Millionen Euro, dann wäre das Kosten-Nutzen-Verhältnis positiv. Sollten die Kosten über dieser Summe liegen, dann wäre zu prüfen, inwieweit die Annahmen der anderen präsentierten Zahlen als belastbar angesehen werden. Allein die Annahme, dass der Mittelwert bei gegebener Antwortunsicherheit die Zahlungsbereitschaft richtig beschreibt würde zu einer Erhöhung der Gesamtsumme von rund 260 Millionen Euro jährlich führen. Zudem sei an dieser Stelle auch noch einmal darauf hingewiesen, dass bei der Hochrechnung pro Haushalt und nicht pro Person gerechnet wurde. Die Zahlen, insbesondere bei Berücksichtigung der Antwortsicherheit, stellen somit eine untere Grenze dar, die als belastbar anzusehen ist. Für eine Verbesserung der Wasserqualität der Ostsee

[200] In der Studie von Athiainen et al. (2012; http://www.mtt.fi/dp/DP2012_1.pdf), die die Ergebnisse der Umfrage für alle Anrainerländer darstellt und auswertet, wird die Hochrechnung basierend auf der Anzahl der Personen (68,3 Mio. für Deutschland) vorgenommen. Hierdurch ergeben sich entsprechend höhere Werte für die gesamte Zahlungsbereitschaft pro Jahr; sie liegt dann bei 1,86 Milliarden Euro pro Jahr.

dürfte sich somit angesichts der aufgezeigten Größenordnung des Nutzens ein beträchtlicher Spielraum für ökonomisch begründbare Maßnahmen ergeben.

IX. Quellenverzeichnis

Agence des aires marines protégées/Ifremer (2010): Évaluation Initiale Volet Analyse économique et sociale Guide technique en vue de la réalisation des projets d'analyse.

Ahtiainen, H. (2007). Willingness to pay for improvements in the oil spill response capacity in the Gulf of Finnland – an application of the contingent valuation method. Masterarbeit, Department of Economics and Management, University of Helsinki, Finnland.

Ahtiainen, H. (2009). Valuing international marine resources: A meta-analysis of the Baltic Sea. MTT Discussion Papers 1, 2009, Finnland

Ahtiainen, H., Hasselström, L., Artell, J., Angeli, D., Czajkowski, M., Meyerhoff, J., Alemu, M., Dahlbo, K,, Fleming-Lehtinen, V., Hasler, B., Hyytiäinen, K., Karlõseva, A., Khaleeva, Y., Maar, M., Martinsen, L., Nõmmann, T., Oskolokaite, L., Pakalniete, K., Semeniene, D., Smart, J., Söderqvist, T, (2012): Benefits of meeting the Baltic Sea nutrient reduction targets - Combining ecological modelling and contingent valuation in the nine littoral states. MTT Discussion Paper 1/2012, Helsinki.

Alzieu, C. (2000). Impact of tributyltin on marine invertebrates. In: Ecotoxicology 9(1-2), S. 71-76

Arcadis Belgium (2010). Inventory of the socio-economic activities affecting the Belgian marine waters and the related developments within the European Marine Strategy Framework Directive 2008/56/EC. Final Report. Berchem, Belgium

Atkins, J. P. und D. Burdon (2006). An initial economic evaluation of water quality improvements in the Randers Fjord, Denmark. Marine Pollution Bulletin 53 (2006) 195–204

Atkins, J. P., Burdon, D., Allen, J. H. (2007). An application of contingent valuation and decision tree analysis to water quality improvements. Marine Pollution Bulletin, 55: 591-602

Ballance, A., Ryan, P.G. und Turpie, J.K. (2000). How much is a clean beach worth? The impact of litter on beach users in the Cape Peninsula, South Africa. South African Journal of Science 96 . May 2000

Barbier, E. B., Koch, E., W., Silliman, B. R., Hacker, S. D., Wolanski, E., Primavera, J., Granek, E. F., Polasky, S., Aswani, S., Cramer, L. A., Stoms, D. M., Kennedy, C., J., Bael, D., Kappel, C. V., Perillo, G. M. E., Reed, D. J. (2008): Coastal Ecosystem–Based Management with Nonlinear Ecological Functions and Values. Science. 319: 321-323.

Bartholomä, A. und Flemming, B. W. (1996). Zur Sedimentdynamik in den ostfriesischen Rückseitenwatten und den Veränderungen durch natürliche und anthropogene Einflüsse. In: SDN Kolloquium »Klimaänderung und Küste«. In: Schriftenreihe der Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste 1, S. 70-89

Barton, D. N., Navrud, S., Björkeslett, H., Lilleby, I. (2010). Economic benefits of large-scale remediation of contaminated marine sediments – a literature review and an application to the Grenland fjords in Norway. In: Journal of Soils and Sediments 10: 186-201

Bateman, I.J., Carson, R.T., Day, B., Hanemann, W.M., Hanley, N., Hett, T., Jones-Lee, M., Loomes, G., Mourato, S., Özdemiroglu, E., Pearce, D., Sugden, R. and Swanson, J. (2002): Economic Valuation With Stated Preference Techniques. A Manual. Edward Elgar, Cheltenham.

Beaumais, O. und G. Appéré (2010). Recreational Shellfish Harvesting and Health Risks: A Pseudo-Panel Approach Combining Revealed and Stated Preference Data with Correction for On-site Sampling. Ecological Economics 69 (2010) 2315–2322

Beaumont, N. J., Austen, M. C., Atkins, J. P., Burdon, D., Degraer, S., Dentinho, T. P., Derous, S., Holm, P., Horton, T., van Ierland, E., Marboe, A. H., Starkey, D. J., Townsend, M., Zarzycki, T. (2007). Identification, Definition and Quantification of Goods and Services Provided by Marine Biodiversity: Implications for the Ecosystem Approach. In: Marine Pollution Bulletin 54, S. 253-265

Bergland, Olvar, 1994. Estimating Oilspill Damages: The Case of Blucher. Working paper. Ås, Norway, Department of Economics and Social Sciences, Agricultural University of Norway

Bertram, C., Kugler, U., Rehdanz, K., Hiebenthal, C., Interwies, E., Dworak, T., Friedrich, R., Görlitz, S., Fantke, P., Kuhn, A., Preiss, P., Reumann-Schwichtenberg, J., Rumohr, H. (2012): Module 3a und 3b: Aufbau eines Mengengerüstes – Teil 1: Zusammenstellung relevanter Komponenten, Teil 2: Vorschläge zur Monetarisierung.

Bertram, C. und Rehdanz, K. (2012). On the environmental effectiveness of the EU Marine Strategy Framework Directive. Kiel Working Paper, No. , Kiel Institute for the World Economy, Kiel, Germany

BfN (Hrsg.) (2008): Artensteckbriefe von See- und Wasservögeln der deutschen Nord- und Ostsee - Verbreitung, Ökologie und Empfindlichkeiten gegenüber Eingriffen in ihren marinen Lebensraum. Naturschutz und Biologische Vielfalt, Nr. 59. Bonn - Bad Godesberg.

BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2011): Habitat Mare. Schutzgebiete: Übersicht und Kurzfakten. Online verfügbar unter: http://www.bfn.de/habitatmare/de/schutzgebiete-uebersicht.php

Bickel, P. und Friedrich, R. (Hrsg.) (2005). ExternE - Externalities of Energy - Methodology 2005 Update. Europäische Kommission, Luxemburg

Bishop, R. C. (2003). Where to from here? A Primer on Nonmarket Valuation. P. A. Champ, K. J. Boyle and T. C. Brown. Dordrecht, Kluwer: 537-566

Bjørkeslett, H.K. und I.M. Lilleby (2006). What is a Clean Fjord Worth? Social Benefit of Measures in Polluted Sediments in the Grenlandsfjords. Abschlussarbeit, Norwegian University of Life Sciences

BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) (2012): Fischerei in Deutschland (http://www.portal-fischerei.de/index.php?id=1016).

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2008). Nationale Strategie für die nachhaltige Nutzung und den Schutz der Meere. Berlin, Germany

BMU (2011a). Implementation of the HELCOM Baltic Sea Action Plan (BSAP) in Germany, German Status Report March 2011

BMU (2011b). Kurzinfo Abwasser – Privathaushalte. http://www.bmu.de/binnengewaesser/abwasser/doc/3142.php

BMVBS (Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung) (2011): Entwicklungsplan Meer. Strategie für eine integrierte deutsche Meerespolitik. Berlin. 59 S.

BMVBS (Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung) (2012): Forschungsinformationssystem (FIS)(http://www.forschungsinformationssystem.de/servlet/is/57424/).

Bock, G. M. (2003). Quantifizierung und Lokalisation der entnommenen Hartsubstrate vor der Ostseeküste Schleswig-Holsteins. Eine historische Aufarbeitung der Steinfischerei. Studie im Auftrag des LANU. Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein: 52 S

Boyd, J. und Banzhaf, S. (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units, Ecological Economics 63: 616-626

Boyle, K.J. (2003): Contingent Valuation in Practice. in Champ, P.A., Boyle, K.J. and Brown, T.C. (eds.), A Primer on Nonmarket Valuation. Kluwer, Dordrecht, S. 111-169.

Brandt, A.C. und Wollesen, A. (2009). Tourism and Recreation. Quality Status Report 2009, Thematic Report No. 3.4, Common Wadden Sea Secretariat (CWSS), Wilhelmshaven

Brenk, V. (2003): Verschmutzung der Nord- und Ostsee durch die Seeschifffahrt. In: Lozan, J. L., Rachor, E., Reise, K., Sündermann, J., Westerhagen, H. V. (Hrsg.) (2003): Warnsignale aus Nordsee & Wattenmeer - Eine aktuelle Umweltbilanz. Wissenschaftliche Auswertungen: 107-113. Hamburg.

Brouwer, R. (1998). Future Research Priorities for Valid and Reliable Environmental Value Transfer. CSERGE Working Paper GEC 98-28, London

BSH (2008a). Umweltbericht zum Raumordnungsplan für die deutsche ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ) - Teil Nordsee. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrografie: 536 S

BSH (2008b). Umweltbericht zum Raumordnungsplan für die deutsche ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ) - Teil Ostsee. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrografie: 472 S

BSH (Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie) (2009a). Umweltbericht zum Raumordnungsplan für die deutsche ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ) in der Nordsee. Stand: 21.08.2009

BSH (Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie) (2009b). Umweltbericht zum Raumordnungsplan für die deutsche ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ) in der Ostsee. Stand: 31.10.2009

BSH (Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie) (2010). Hintergrundpapier: Entwurf Übersicht zu Nutzungen/Schutz der Meeresumwelt in der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone in Nord- und Ostsee. Stand: 18.01.2010. Hamburg

Cameron, T.A., Huppert, D.D. (1989): OLS versus ML Estimation of Non-market Resource Values with Payment Card Interval Data, Journal of Environmental Economics and Management, 17:230-246

Camphuysen, C.J. (2008): Verstrikkingen van zeevogels in zwerfvuil en vistuig, 1970-2007.

Carson, R., Mitchell, R., Hanemann, M., Kopp, R. Presser, S. und P. Ruud (2003). Contingent Valuation and Lost Passive Use: Damages from the Exxon Valdez Oil Spill. Environmental and Resource Economics 25: 257–286, 2003

COFAD (2004): Die Küstenfischerei in Niedersachsen - Stand und Perspektiven.

COWI (2010): Scoping study on the requirements for economic assessment in the Marine Strategy Framework Directive. Final report. Brüssel.

Cyrus, D. P., MacKay, C. F. und Weerts, S. P. (2008). Intrusion of beach-disposed dredger spoil into the Mhlathuze Estuary, South Africa, and its impact on Zostera capensis. In: African Journal of Aquatic Science 33(3), S. 223-231

de Bruyn, S., Korteland, M., Markowska, A., Davidson, M., de Jong, F., Bles, M., Sevenster, M., 2010. Shadow Prices Handbook: Valuation and weighting of emissions and environmental impacts. CE Delft, Delft, p. 140

Defra (Department for Environment, Food and rural Affairs) (2007). An Introductory Guide to Valuing Ecosystem Services. Department for Environment, Food and Rural Affairs, London. Online verfügbar unter: http://archive.defra.gov.uk/environment/policy/natural-environ/documents/eco-valuing.pdf

DEFRA (2009): Scoping Study for Elements of the Marine Strategy Framework Directive -Impact Assessment Evidence Base.

DEFRA (2010): Transposition of the Marine Strategy Framework Directive. London.

Destatis (2012). Gebiet und Bevölkerung – Haushalte 2010. http://www.statistik-portal.de/Statistik-Portal/de_jb01_jahrtab4.asp

Deutscher Bundestag 16. Wahlperiode (2008): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Sylvia Kotting-Uhl, Undine Kurth (Quedlinburg), Nicole Maisch, weiterer Abgeordneter und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN - Drucksache 16/8989, 28. 04. 2008.

Diaz, R. J., Rosenberg, R. (2008): Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. Science 321(5891): 926-929.

DWIF (2008): Sparkassen-Tourismusbarometer Schleswig-Holstein – Jahresbericht 2008.

Dworak, T., Görlitz, S., Interwies, E. et al. (2011): Methodische Grundlagen für sozio-ökonomische Analysen sowie Folgenabschätzungen von Maßnahmen einschließlich Kosten-Nutzen Analysen nach EG-Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL).

EC (European Commission) (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2000:327:0001:0001:DE:PDF

EC (European Commission) (2006). Directive 2006/7/EC of the European Parliament and of the Council of 15 February 2006 concerning the management of bathing water quality and repealing Directive 76/160/EEC. In: Official Journal of the European Union 64, S. 37-51

EC (European Commission) (2008): 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). http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:164:0019:0040:DE:PDF

EC (European Commission) (2010): Working Group on Economic and Social Assessment. Economic and Social Analysis for the Initial Assessment for the Marine Strategy Framework Directive: A Guidance Document. A legally non-binding document. 21st December 2010.

EC (European Commission) (2010): Scoping study on the requirements for economic assessment in the Marine Strategy Framework Directive - Final report.

EFTEC/ENVECO (2010): OSPAR Regional Economic and Social Assessment for the Marine Strategy Framework Directive – draft works specification.

EG (1991): Richtlinie 91/271/EWG des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser, Der Rat der Europäischen Gemeinschaften. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften.

Eggert, H. und Olsson, B. (2003). Heterogeneous Preferences for Marine Amenities: a Choice Experiment Applied to Water Quality. Department of Economics, Göteborg University

EUKOM (2011). Draft: Relationship between the initial assessment of marine waters and the criteria for good environmental status. Marine Environment and Water Industry Unit, DG Environment, European Commission: 77 S

Europäische Kommission (1999). Council Regulation (EC) No. 104/2000 on the common organization of the markets in fishery and aquaculture products. Brüssel

Europäische Umweltagentur (1999): Guidelines for defining and documenting data on costs of possible environmental protection measures, Technical report No 27.

Eurostat (2010a). Harmonisierter Verbraucherpreisindex (HVPI), http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/eurostat/home

Eurostat (2010b). Kaufkraftparitäten (KKP), http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/purchasing_power_parities/data/main_tables

Eurostat (2011). Fischereiflotte, Anzahl der Schiffe

Eversberg, U. (1990). Abbau und Akkumulation von organischer Substanz in den Sedimenten der Kieler Bucht. Berichte aus dem Institut für Meereskunde Nr. 193. Christian-Albrechts-Universität, Kiel: 98 S

EWG (1991). Richtlinie 91/271/EWG des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser, Der Rat der Europäischen Gemeinschaften. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften: 13 S

Fanshawe, T. und M. Everard (2002). The Impacts of Marine Litter. Report of the Marine Litter Task Team, Marine Pollution Monitoring Management Group

FAO (2010). European Price Report. Globefish, Issue 04/2010

Fischer, B. (1896). Untersuchungen über die Verunreinigungen des Kieler Hafens. In: Hafen. Z. f. Hyg. 23, S. 1-141

Fisher, B., Turner, R.K. und Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision-making. In: Ecological Economics 68, S. 643-653

Fleet, D. M. (2003). Untersuchung der Verschmutzung der Spülsäume durch Schiffsmüll an der deutschen Nordseeküste - Untersuchung der Müllbelastung an den Spülsäumen der deutschen Nordseeküste – Umweltbundesamt - FKZ 202 96 183

Fleet, D., van Franeker, J., Dagevos, J. und M. Hougee (2009). Marine Litter. Thematic Report No. 3.8. In: Marencic, H. und J. de Vlas (Eds.). Quality Status Report 2009. Wadden Sea Ecosystem No. 25. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Wilhelmshaven, Germany

Fleet, D. M. (2012). Email vom 28.03.2012

Forsman, B. 2007. Socioekonomiska effekter av större oljepåslag - Scenariostudie för Stockholmsregionen. Rapport till Baltic Master, SSPA Sweden AB

Franzén F., Soutukorva Å. und Söderqvist T. (2006). Skagerraks miljö i samhällsekonomisk belysning. Enveco Miljöekonomi. Forum Skagerrak II. Stockholm

Frerk, I. (2005). Meerwasserentsalzung. Seminararbeit. Kiel, Christian-Albrechts-Universität 15 S

Friedrich, R.; Rabl, A.; Hirschberg, S.; Desaigues, B.; Markandya, A.; Nocker, L. d. NewExt - New Elements for the Assessment of External Costs from Energy Technologies: Final Report to the European Commission, DG Research, Technological Development and Demonstration (RTD); Final Report to the European Commission, DG Research, Technological Development and Demonstration (RTD); Institute of Energy Economics and the Rational Use of Energy (IER): Stuttgart, 01.09.2004, 2004; p 333

Frihy, O. E., Dewidar, K. M., Nasr, S. M. & El Raey, M. M. (1998). Change detection of the northeastern Nile delta of Egypt: shoreline changes, Spit evolution, margin changes of Manzala lagoon and its islands. In: International Journal of Remote Sensing 19(10), S. 1901-1912

Froese, R. und M. Quaas (2011). Three options for rebuilding the cod stock in the eastern Baltic Sea. Mar Ecol Prog Ser 434: 197–200, 2011

Frykblom, P. (1998). Halved Emissions of Nutrients, What are the Benefits? – A Contingent Valuation Survey Applied to Laholm Bay. Swedish University of Agricultural Sciences (SLU), Uppsala, Sweden. Dissertation

Galgani, F., Fleet, D., van Franeker, J., Katsanevakis, S., Maes, T., Mouat, L., Oosterbaan, L., Poitou, I., Hanke, R., Thompson, R., Amato, E., Birkun, A., Janssen, C. (2010). Marine Strategy Framework Directive, Task Group10 Report, Marine Litter

Geiter, O., Homma, S. und R. Kinzelbach (2002). Bestandsaufnahme und Bewertung von Neozoen in Deutschland. Forschungsbericht 296 89 901/01, UBA-Texte 25/02

Georgiou, S., Bateman, I.J., Langford, I.H., Day, R.J. (2000). Coastal bathing water health risks: developing means of assessing the adequacy of proposals to amend the 1976 EC directive. Risk Decision and Policy, 5, S. 49-68

Gerlach, S.-A. (1988). Eutrophication of Kieler Bucht. In: Kieler Meeresforschung Sonderheft 6, S. 54-63

Gerlach, S.-A. (1990). Stickstoff, Phosphor, Plankton und Sauerstoffmangel in der Deutschen Bucht und in der Kieler Bucht. Abschlussbericht über das Teilvorhaben 9 "Koordination" im Rahmen des Projektes Eutrophierung der Nord- und Ostsee. Forschungsbericht. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Wasserwirtschaft. 10204215. BMU, Berlin: 357 S

Ginzky, H. (2010): Die Meerestrategie-Rahmenrichtlinie. Anforderungen für die Fortentwicklung des Meeresumweltschutzes? Präsentation 30.06.2010: EU-Gesetzgebung - Gefahr oder Chance für den Gewässerschutz? Berlin.

Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., De Schryver, A., Struijs, J. und Rosalie van Zelm (2009). ReCiPe 2008. A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report I: Characterisation

Gorycka, M. (2009): Environmental Risks of Microplastics. Faculteit der Aard- en Levenswetenschappen, Vrije Universiteit, Amsterdam.

Gramm, K. (1936). Die Kieler Bucht als Vorfluter für städtische Abwässer. In: Meeresk. Arbeiten d. Univ. Kiel 3, S. 73-124

Gregory, M. R., (2009). Environmental Implications of Plastic Debris in Marine Settings- Entanglement, Ingestion, Smothering, Hangers-on, Hitch-Hiking and Alien Invasions. In: Philosophical Transactions of the Royal Society B (2009)

Gren, I.-M., Isacs, L., und Carlsson, M. (2007). Calculation of costs of alien invasive species in Sweden – technical report. Swedish University of Agricultural Sciences, Working Paper Series 2007:7. Uppsala, Sweden

Gromoll, L. (1996). Gewinnung von Bodenschätzen: Öl, Gas, Sand, Kies und andere Rohstoffe. In: J. L. Lozán, R. Lampe, W. Matthäus, E. Rachor, H. Rumohr & H. v. Westernhagen (Hrsg.): Warnsignale aus der Ostsee - Wissenschaftliche Fakten. Berlin (Parey Buchverlag), S. 113-118

Guse, N. (2012): OSPAR Fulmar Litter EcoQO – Masse von Plastikmüllteilen in Eissturmvogelmägen. Endbericht für das BfN, Bonn.

Hall, K., (2000). Impacts of Marine Debris and Oil. Economic and Social Costs to Coastal Communities. KIMO

Hanley, N., Bell, D. und Alvarez-Farizo, B. (2003). Valuing the Benefits of Coastal water Quality Improvements Using Contingent and real Behaviour. In: Environmental and Resource Economics 24: 273-285

Hanley, N. und B. Kristrom (2002). What's it worth? Exploring uncertainty over values using contingent valuation. Economics Department, University of Glasgow

Hartwig, E., Köth, T., Prüter, J., Schrey, E., Vauk, G. und Vauk-Hentzelt, E. (1990). Seevögel. In: J. L. Lozan, W. Lenz, E. Rachor, B. Watermann und H. v. Westernhagen (Hrsg.): Warnsignale aus der Nordsee. Berlin (Parey Verlag), S. 305-319

Hasselström, L., Söderqvist, T., Ahtiainen, H., Branth Pedersen, A., Czajkowski, M., Döring, R., Fonnesbech-Wulff, A., Hasler, B., Kasa, R., Kowatsch, A., Lazareva, O., Markowska, A., Martinsen, L., Neye, S. T., Semeniene, D., Tuhkanen, H., Vanags, A., Volchkova, N. & Zylicz, T., (2008): The economic value of ecosystem services provided by the Baltic Sea: existing information and gaps of knowledge. Draft report to the Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.

HELCOM (1992): Kommission zum Schutz der Meeresumwelt im Ostseeraum. Helsinki.

HELCOM (2007): HELCOM Baltic Sea Action Plan. Adopted on 15 November 2007 in Krakow, Poland by the HELCOM Extraordinary Ministerial Meeting. HELCOM, Helsinki

HELCOM (2009). Eutrophication in the Baltic Sea – An Integrated Thematic Assessment of the Effects of Nutrient Enrichment and Eutrophication in the Baltic Sea region. Baltic Sea Environment Proceedings No. 115B

HELCOM (2010). Hazardous substances in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment of hazardous substances in the Baltic Sea. Baltic Sea Environment Proceedings No. 120B

HELCOM (2011): The Fifth Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC-5). Baltic Sea Environ. Proc. No. 128.

HELCOM und NEFCO (2007). Economic analysis of the BSAP with focus on eutrophication. Final report, COWI, April 2007

Herr, H. (2009): Vorkommen von Schweinswalen (Phocoena phocoena) in Nord- und Ostsee – im Konflikt mit Schifffahrt und Fischerei? Dissertation. 120 Seiten.

Herwartz, H., Phaneuf, D., Quaas, M., Rehdanz, K., Requate, T. (2010). Die volkswirtschaftlichen Kosten der Öl-Havarie im Golf von Mexiko

Hiddink, J. G., Jennings, S. und Kaiser, M. J. (2007). Assessing and predicting the relative ecological impacts of disturbance on habitats with different sensitivities. In: Journal of Applied Ecology 44(2), S. 405-413

HMT (2003): Green Book: Appraisal and Evaluation in Central Government, HMSO, London.

Holländer, R. et al. 2008: Entwicklung einer Methodik zur nicht-monetären Kosten-Nutzen- Abwägung im Umsetzungsprozess der EG-Wasserrahmenrichtlinie.

Hunt (2006). General Issues in Costing Analysis: Units of account, Base years, and Currency conversion. Annex B to HEATCO Deliverable 5 (Proposal for Harmonised Guidelines). Developing Harmonised European Approaches for Transport Costing and Project Assessment (HEATCO). http://heatco.ier.uni-stuttgart.de/

Huhtala et al. 2009: The economics of the state of the Baltic Sea - Pre-study assessing the feasibility of a cost-benefit analysis of protecting the Baltic Sea ecosystem. Jokioinen.

ICES (2007). Report of the Working Group on the Effects of Extraction of Marine Sediments on the Marine Ecosystem (WGEXT), 17-20 April 2007, Helsinki, Finland. ICES CM 2007/MCH:08. ICES, Galway, Irland: 96 S

ICES (2008): Assessment of the impact of fisheries on the marine environment of the OSPAR maritime area. ICES Advice 2008, Book. Kopenhagen.

IEA (2006). , Annex B, “GDP and Population growth Assumptions”

Ilyina, T., Zeebe, R. E. und Brewer, P. G. (2009). Future Ocean Increasingly Transparent to Low-Frequency Sound Owing to Carbon Dioxide Emissions. In: Nature Geoscience, Vol. 3, January 2010. Online verfügbar unter: http://www.nature.com/ngeo/journal/v3/n1/pdf/ngeo719.pdf

Initiative D21 (2010): (N)Onliner Atlas 2009. Eine Topographie des digitalen Grabens durch Deutschland. 72 S.

Jensen, K., Moeller, J. und Randloev, A. (1991). An environmental impact assessment of the construction of bridges and tunnels across the Oeresund. 12th Baltic Marine Biologists Symposium: physiological and biochemical strategies in Baltic organisms, Helsingør, Denmark, Olsen&Olsen, S. 87-90

King, O. (1995). Estimating the Value of Marine Resources: A Marine Recreation Case. Ocean & Coastal Management, Vol. 27, No. 1-2, pp. 129-141, 1995

Köllner, T. (2001): Land Use in Product Life Cycles and its Consequences for Ecosystem Quality, University of St. Gallen, ETH Zürich

Kosenius, A.-K. (2004). Estimating the Benefit from Algal Bloom Reduction – an Application of Contingent Valuation Method. Universität Helsinki. Masterarbeit

Kosenius, A.-K. (2010). Heterogeneous Preferences for Water Quality Attributes: The Case of Eutrophication in the Gulf of Finland, the Baltic Sea. Ecological Economics 69 (2010) 528–538

Krause, J. C., Diesing, M. und Arlt, G. (2010). The Physical and Biological Impact of Sand Extraction: a Case Study of the Western Baltic Sea. In: Journal of Coastal Research 51, S. 215-226

Krost, P. (1990). Der Einfluss der Grundschleppnetzfischerei auf Nährsalz-Freisetzung aus dem Sediment und Makrofauna der Kieler Bucht (Westl. Ostsee). Berichte aus dem Institut für Meereskunde Nr. 200. Christian-Albrechts-Universität, Kiel: 150 S

Kuik, O., Brander, L., Tol, R.S.J. (2009). Marginal abatement costs of greenhouse gas emissions: A meta-analysis, Energy Policy 37(4): 1395-1403

Ladenburg, J. (2007). Visual Disamenity Costs of Off-shore Wind Farms in the Coastal Zone and Prior Information. Part of Ph. D. thesis. Institute of Food and Resource Economics, University of Copenhagen

Ladenburg, J. und A. Dubgaard (2007). Willingness to Pay for Reduced Visual Disamenities from Offshore Wind Farms in Denmark. Energy Policy, 35: 4059-4071

Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie des Landes Mecklenburg (2009). Maßnahmenprogramm des Landes Mecklenburg – Vorpommern für die Flussgebietseinheit Warnow/Peene

Lang, T., Dethlefsen, V. und Thulin, J. (1996). Krankheiten von Ostseefischen. In: J. L. Lozán, R. Lampe, W. Matthäus, E. Rachor, H. Rumohr und H. v. Westernhagen (Hrsg.): Warnsignale aus der Ostsee - Wissenschaftliche Fakten. Berlin (Parey Buchverlag), S. 202-207

Law, R., Hanke, G., Angelidis, M., Batty, J., Bignert, A., Dachs, J., Davies, I., Denga, Y., Duffek, A., Herut, B., Hylland, K., Lepom, P., Leonards, P., Mehtonen, J., Piha, H., Roose, P., Tronczynski, J., Lvelikova, V. und Vethaak, D. (2010). Marine Strategy Framework Directive Task Group 8 Report Contaminants and pollution effects. JRC and DG ENV: 171 S

Le Goffe, P. (1995). The Benefits of Improvements in Coastal Water Quality: A Contingent Approach. Journal of Environmental Management (1995) 45, 305–317

Liebezeit, G. & Dubaish, F. (2012). Microplastics in Beaches of the East Frisian Islands Spiekeroog and Kachelotplate. Bull Environ Contam Toxicol DOI 10.1007/s00128-012-0642-7

Liljestam, A. und T. Söderqvist (2004). Ekonomisk värdering av miljöförändringar. En undersökning om vindkraftutbyggnad med scenariovärderingsmetoden (CVM). Report 5403, Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm

Liu, X., Wirtz, K. W., Kannen, A., Kraft, D. (2009). Willingness to pay among households to prevent coastal resources from polluting by oil spills: A pilot survey. Marine Pollution Bulletin, 58: 1514-1521

Longo, A., T. Taylor, M. Petrucci, A. Markandya, W. Hecq and V. Choquette (2007). Valuation of Marine Ecosystem Threshold Effects: Theory and Practice in Relation to Algal Bloom in the North Sea. Bericht 1.4, EU-Forschungsprojekt des 6. Rahmenprogramms, http://www.thresholds-eu.org/

Loureiro, M. L., Ribas, A., López, E., Ojea, E. (2006). Estimated Costs and Admissible Claims linked to the Prestige Oil Spill. In: Ecological Economics 59 (2006), S. 48-63

Lozán, J. L., Rachor, E., Reise, K., Sündermann, J. und Westernhagen, H. v., (Hrsg.) (2003). Warnsignale aus Nordsee & Wattenmeer - Eine aktuelle Umweltbilanz. Hamburg, Wissenschaftliche Auswertungen: 449 S

Lucke, K. (2008). Auditory studies on marine mammals. Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades. Kiel, Christian-Albrechts-Universität: 157 S

Magnussen, K. und O. Bergland (1996). Valuing Environmental Toxins in Water - Verdsetting av miljøgifter i vann. Report, Stiftelsen Østfoldforskning

Marencic, H. und de Vlas, J. (2010).The Wadden Sea - Protection and Management - Quality Status Report 2009. Thematic Report No. 41. Wadden Sea Ecosystem No. 25 Retrieved 01.08.2010, from http://www.waddensea-secretariat.org/QSR-2009/index.htm.

Marggraf, R., Brandt, A., Dickow, M.C., Lauterbach, F.R., Sauer, U., Voßen, D. und B. Weppe (2011). Gutachten zur Erstellung der ökonomischen Anfangsbewertung im Rahmen der Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

Marina Guide (2012): Yachthafenführer (http://www.marina-guide.de/).

McKenna, C. und das IFAW Ocean Noise Team (2008). Ocean Noise: Turn it down. A Report on Ocean Noise Pollution

MEA (2005). Ecosystems and Human Well-Being: Wetlands and Water – A Synthesis. World Resources Institute, Washington, DC, USA. Online verfügbar unter: http://www.maweb.org/documents/document.358.aspx.pdf

MEA (2011). Overview of the Milliennium Ecosystem Assessment. What is the Millennium Ecosystem Assessment? Online verfügbar unter: http://www.maweb.org/en/About.aspx.

Meißner, K., Sordyl, H. (2006): Literature Review of Offshore Wind Farms with Regard to Benthic Communities and Habitats. - In: Zucco, C., Wende, W., Merck, T., Köchling, I., Köppel, J. (Hrsg.): Ecological Research on Offshore Wind Farms: International Exchange of Experiences (Project No.: 804 46 001) - PART B: Literature Review of the Ecological Impacts of Offshore Wind Farms. Bonn.

Meyerhoff, J. und B. Sturm (2003). Die Bedeutung der Arbeit der beiden Nobelpreisträger Kahneman und Smith für die Umweltökonomik. In: Beckenbach, F., Hampicke, U., Leipert, C., Meran, G., Minsch, J., Nutzinger, H. G., Pfriem, R., Weimann, J., Wirl, F. und U. Witt (Hrsg.). Psychologie und Umweltökonomik. Jahrbuch Ökologische Ökonomik 3. Metropolis Verlag, Marburg

Meyerhoff, J. und D. Angeli (2012): Ermittlung der Zahlungsbereitschaft in Deutschland für Maßnahmen zur Reduzierung der Eutrophierung in der Ostsee (BalticSTERN/Sun). Ergebnisbericht Mai 2012 im Auftrag des Umweltbundesamtes, FKZ 3710 25 202.

Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein und Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern (2009). Maßnahmenprogramm (gem. Art. 11 EG-WRRL bzw. § 36 WHG) der Flussgebietseinheit Schlei/Trave (FGE Schlei/Trave)

Ministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg, Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz, des Landes Mecklenburg-Vorpommern, Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (2009). Maßnahmenprogramm für den deutschen Teil der Flussgebietseinheit Oder

Ministerium für Wirtschaft, Arbeit und Tourismus Mecklenburg-Vorpommern (Hrsg.) (2010). Fortschreibung der Landestourismuskonzeption Mecklenburg-Vorpommern 2010

Ministerium für Wissenschaft, Wirtschaft und Verkehr Schleswig-Holstein (http://www.schleswig-holstein.de/MWV).

Molnar, J.L., Gamboa, R.L., Revenga, C. und Spalding M.D. (2008). Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity, Frontiers in Ecology and the Environment 6: 485–492.

Morrison, M., Brown, T.C. (2009): Testing the Effectiveness of Certainty Scales, Cheap Talk, and Dissonance-Minimization in Reducing Hypothetical Bias in Contingent Valuation Studies. Environmental and Resource Economics 44, 307-326.

Mouat, J., Lopez Lorano, R. und H. Bateson (2010). Economic Impacts of Marine Litter. KIMO International

Mourato, S., S. Georgiou, E. Ozdemiroglu, J. Newcombe, und A. Howarth (2003). Bathing Water Directive Revisions: What are the Benefits to England and Wales? A Stated Preference Study. CSERGE Working Paper ECM 03-12, Center for Social and Economic Research on the Global Environment, University of East Anglia

Murray, C.J.L., Lopez, A.D., 1996. Evidence-Based Health Policy - Lessons from the Global Burden of Disease Study. Science 274, 740-743

Murray, C.J.L., Lopez, A.D., 1996. The Global Burden of Disease: A comprehensive assessment of mortality and disability from diseases, injuries and risk factors in 1990 and projected to 2020. Harvard University Press on behalf of the World Health Organization and the World Bank, Cambridge, MA, p. 43

NABU (2010): Müllkippe Meer - Plastik und seine tödlichen Folgen (www.nabu.de/meeresschutz/NABU-Broschuere_Muellkippe_Meer.pdf).

Navrud, S. und Ready, R. (Hrsg.) (2007). Environmental Value Transfer: Issues and Methods. The Economics of Non-Market Goods and Resources, Vol. 9, Springer, Dordrecht, Niederlande

Nds. Landesbetrieb für Statistik und Kommunikation (http://www1.nls.niedersachsen.de/statistik/).

Necles, H. A., Short, F. T., Barker, S. und Kopp, B. S. (2005). Disturbance of eelgrass Zostera marina by commercial mussel Mytilus edulis harvesting in Maine: dragging impacts and habitat recovery. In: Marine Ecology-Progress Series 285, S. 57-73

Nixon, S. W. (1995): Coastal Marine Eutrophication - a Definition, Social Causes, and Future Concerns. Ophelia 41: 199-219.

Nunes, P. A. L. D., Ding, H. und Markandya, A. (2009).The Economic Valuation of Marine Ecosystems

OECD (2010). Consumer Price Indices. http://stats.oecd.org/mei/default.asp?lang=e&subject=8

Oliveira, P. F., da Costa, A. R. & Ferreira, H. G. (2008). A mathematical model of the proton balance in the outer mantle epithelium of Anodonta cygnea L. In: Journal of Membrane Biology 223(2), S. 59-72

Orejas, C., Joschko, T., Schröder, A., Dierschke, J., Exo, M., Friedrich, E., Hill, R., Hüppop, O., Pollehne, F., Zettler, M. L. & Bochert, R. (2005). Ökologische Begleitforschung zur Windenergienutzung im Offshore -Bereich auf Forschungsplattformen in der Nord- und Ostsee. BeoFINO. Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung, Bremerhaven: 335 S

OSPAR (1995). Summary record of the meeting in Stockholm of the 3rd Working Group on Impacts of the Marine Environment

OSPAR (1998): Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Nordost-Atlantiks. London.

OSPAR (2000). Quality Status Report 2000. OSPAR Commission for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic, 2000

OSPAR (2010). Quality Status Report 2010. OSPAR Commission, London

Ott, Walter; Baur, Martin & Kaufmann, Yvonne (2006): Deliverable D.4.2.-RS 1b/WP4 – July 06. „Assessment of Biodiversity Losses"; NEEDS project, FP6, Project no: 502687

Pearce, D.W. und Turner, R.K. (1990): Economics of natural resources and the environment. Harvester Wheatsheaf, London

Perry, R.H., Green, D.W., 2008. Perry's chemical engineers' handbook, 8th Edition. McGraw-Hill Professional, New York

Piet, G. J., Albella, A. J., Aro, E., Farrugio, H., Lleonart, J., Lordan, C., Mesnil, B., Petrakis, G., Pusch, C., Radu, G. & Rätz, H.-J. (2010). Marine Strategy Framework Directive Task Group 3 Report Commercially exploited fish and shellfish. ICES/JRC: 87 S

Porter, M.E. (2008). Wettbewerbsstrategie (Competitive Strategy): Methoden zur Analyse von Branchen und Konkurrenten. 11. Auflage

Preiss, P., Klotz, V. und Friedrich, F. (2008). Report on the procedure and data to generate averaged/aggregated data. Deliverable n° 1.1 - RS 3a. Forschungsprojekt "New Energy Externalities Developments for Sustainability (NEEDS)", gefördert von der Europäischen Kommission, http://www.needs-project.org/

Reinhard, S.; de Blaeij, A.;Bogaardt, M.J.; Gaaff, A.; Leopold, M.; Scholl, M.; Slijkerman, D.; Strietman, W.J.; van der Wielen, P. (2012): Cost-effectiveness and cost-benefit analysis for the MSFD Framework for the Netherlands, LEI report 2011-036 - February 2012, Project code 2276000145, LEI, part of Wageningen UR, The Hague.

Remoundou, K., Phoebe, K., Kontogianni, A., Nunes, P., Skourteos, M. (2010): Valuation of natural ecosystems: an economic perspective. Environmental Science and Policy 12

Reumann-Schwichtenberg, J., Bachmann, T. und P. Preiss (2011): Sachstandspapier zu Arbeitspaket Natur und Landschaft, Ökosystem und Biodiversität.. Schätzung externer Umweltkosten und Vorschläge zur Kosteninternalisierung in ausgewählten Politikfeldern (UBA Methodenkonvention) Forschungsprojekt im Auftrag des Umweltbundesamtes, FKZ 3708 14 101

Rice, J., Arvanitidis, C., Borja, A., Frid, C., Hiddink, J., Krause, J., Lorance, P., Ragnarsson, S. Á., Sköld, M. und Trabucco, B. (2010). Marine Strategy Framework Directive Task Group 6. Report Seafloor integrity. ICES/JRC: 171 S

Rosenberger, R.S. und Loomis, J.B. (2001). Benefit transfer of outdoor recreation use values: A technical document supporting the Forest Service Strategic Plan (2000 revision). U.S. Department of Agriculture, Forest Service

Rowe, Robert D., Schulze, William D. & William S. Breffle (1996): A Test for Payment Card Biases. Journal of Environmental economics and management 31, 178-185

Rumohr, H. (2003). Am Boden zerstört ... Auswirkungen der Fischerei auf Lebewesen am Boden des Nordost-Atlantik. WWF Deutschland

Sanctuary M., Fejes, J. (2006). What's missing from measures of oil spill damages? A closer look at ecosystem valuation and policy responses. IVL report U2032. IVL Swedish Environmental Institute, Stockholm

Sandström, M. (1996). Recreational Benefits from Improved Water Quality: A Random Utility Model of Swedish Seaside Recreation. Stockholm School of Economics, Working Paper No. 121, August 1996

Schroeder, A., Gutow, L. und Gusky, M. (2008). Auswirkungen von Grundschleppnetzfischereien sowie von Sand- und Kiesabbauvorhaben auf die Meeresbodenstruktur und das Benthos in den Schutzgebieten der deutschen AWZ der Nordsee. Abschlussbericht für das Bundesamt für Naturschutz (BfN). FishPact. Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung, Bremerhaven: 121 S

Schuchardt, B. und Scholle, J. (2010). Estuaries. In: H. Marencic & J. de Vlas (Hrsg.): The Wadden Sea - Protection and Management - Quality Status Report 2009. Thematic Report No. 41. Wadden Sea Ecosystem No. 25. Wilhelmshaven, Germany (Trilateral Monitoring and Assessment Group, Common Wadden Sea Secretariat), S. 20 S

Schwarzer, K. (2010). Aggregate resources and extraction in the Baltic Sea: an Introduction. In: Journal of Coastal Research 51, S. 165-172

SEPA (Swedish Environmental Protection Agency, Hrsg.) (2008). The economic value of ecosystem services provided by the Baltic Sea and Skagerrak. Existing information and gaps of knowledge. Report 5874, December 2008

SEPA (Swedish Environmental Protection Agency, Hrsg.) (2010). Default monetary values for environmental change. Report 6323, April 2010

Siebert, U., Wünschmann, A., Weiss, R., Frank, H., Benke, H., Frese, K. (2001): Post-mortem findings in harbour porpoises (Phocoena phocoena) from the German North and Baltic Seas. J Comp. Path. 124:102-114.

Siitonen, H., Wartiovaara, J., Kasanen, P., Kommonen, F. (1992). Sellu- ja paperitehdasintegraatin ympäristönsuojelutoimien hyötyjen ja haittojen arviointi – casetutkimus. Engl. Zusammenfassung in SEPA (2008)

Smaal, A. C. Und Nienhuis, P. H. (1992). The Eastern Scheldt (the Netherlands), from an Estuary to a Tidal Bay - a Review of Responses at the Ecosystem Level. In: Netherlands Journal of Sea Research 30, S. 161-173

Smith, V. K. (1997): Pricing what is Priceless: A Status Report on Non-Market Valuation of Environmental Resources.

Söderqvist (1996). The Benefits of a less Eutrophicated Sea. Beijer discussion paper series No. 88, Beijer international institute of environmental economics, Stockholm.

Söderqvist, T. und H. Scharin (2000). The regional willingness to pay for a reduced eutrophication in the Stockholm archipelago. Discussion Paper No. 128, Beijer International Institute of Ecological Economics

Söderqvist, Tore, Ahtiainen, Heini, Artell, Janne , Czajkowski, Mikolaj, Hasler, Berit, Hasselström, Linus, Huhtala, Anni, Källstrøm, Marianne , Khaleeva, Julia, Martinsen, Louise, Meyerhoff, Jürgen Nõmmann, Tea, Oskolokaite, Ieva, Rastrigina, Olga, Semeniene, Daiva, Soutukorva, Åsa, Tuhkanen, Heidi, Vanags, Alf & Natalia Volchkova (2010a): Baltic Survey - A survey study in the Baltic Sea countries on people´s attitudes and use of the sea - A summary of main results (http://www.stockholmresilience.org/research/balticstern.4.7fa5f27212621e9277680001174.html)

Söderqvist, Tore, Ahtiainen, Heini, Artell, Janne , Czajkowski, Mikolaj, Hasler, Berit, Hasselström, Linus, Huhtala, Anni, Källstrøm, Marianne , Khaleeva, Julia, Martinsen, Louise, Meyerhoff, Jürgen Nõmmann, Tea, Oskolokaite, Ieva, Rastrigina, Olga, Semeniene, Daiva, Soutukorva, Åsa, Tuhkanen, Heidi, Vanags, Alf & Natalia Volchkova (2010b): Baltic Survey - A survey study in the Baltic Sea

countries on people´s attitudes and use of the sea - Report on basic findings (http://www.stockholmresilience.org/download/18.5004bd9712b572e3de6800014154/BalticSurvey_bakgrundsrapport_webb.pdf)

Sohmen, E. (1992): Allokationstheorie und Wirtschaftspolitik. Tübingen, J.C.B. Mohr.

Söntgerath, K. (2003). Gewinnung von Rohstoffen. In: J. L. Lozán, E. Rachor, K. Reise, J. Sündermann und H. v. Westernhagen (Hrsg.): Warnsignale aus Nordsee & Wattenmeer - Eine aktuelle Umweltbilanz. Hamburg (Wissenschaftliche Auswertungen), S. 149-153

Soutukorva, A. (2005). The Value of Improved Water Quality – A Random Utility Model of Recreation in the Stockholm Archipelago. Sustainable Coastal Zone Management Programme, project 1.2.1, subproject on benefits, Stockholm, Sweden

Spadaro, J. V.; Rabl, A. Global Health Impacts and Costs due to Mercury Emissions. Risk Analysis 2008, 28, 603-613

StALU MM (Staatliche Ämter für Landwirtschaft und Umwelt, Mittleres Mecklenburg) (2010). Küstenschutz durch Buhnenbau - Probleme bei der Verwendung einheimischer und tropischer Hölzer. http://www.stalu-mv.de/cms2/StALU_prod/StALU/de/mm/Themen/Kuestenschutz/Buhnenbau_in_M-V/index.jsp

Statistisches Bundesamt (2011): Statistisches Jahrbuch für die Bundesrepublik Deutschland. Wiesbaden. 747 S.

Statistisches Bundesamt (Destatis), Wissenschaftszentrum Berlin für Sozialforschung (WZB) (2011): Datenreport 2011. Ein Sozialbericht für die Bundesrepublik Deutschland. Bonn,

Sutton, G. und Boyd, S., (Hrsg.) (2009). Effects of extraction of marine sediments on the marine environment 1998 – 2004. ICES Cooperative Research Report No. 297. Copenhagen, International Council for the Exploration of the Sea: 180 S

Swartenbroux, F., Albajedo, B., Angelidis, M., Aulne, M., Bartkevics, V., Besada, V., Bignert, A., Bitterhof, A., Hallikainen, A., Hoogenboom, R., Jorhem, L., Jud, M., Law, R., D. Licht Cederberg, McGovern, E., Miniero, R., Schneider, R., Velikova, V., Verstraete, F., Vinas, L. und Vlad, S. (2010). Marine Strategy Framework Directive Task Group 9 Report Contaminants in fish and other seafood. JRC and DG ENV: 37 S

Tasker, M. L., Amundin, M., Andre, M., Hawkins, A., Lang, W., Merck, T., Scholik-Schlomer, A., Teilmann, J., Thomsen, F., Werner, S., Zakharia, M. (2010). Marine Strategy Framework Directive, Task Group 11 Report, Underwater Noise and Other Forms of Energy

Ten Brink, P. et al. (2009): TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity. Brüssel.

Thresholds (2009). Thresholds of Environmental Sustainability. Forschungsprojekt des 6. Forschungsrahmenprogramms, 2005-2009, http://www.thresholds-eu.org/

Toivonen, A.L, Roth, E., Navrud, S., Gudbergsson, G., Appelblad, H., Bengtsson, B., und Tuunainen, P. (2004). The Economic Value of Recreational Fisheries in the Nordic Countries. Fisheries Management and Ecology, 2004, 11, 1–14

Tuomi, Laura, Pitkänen, Heikki, Maar, Marie, Fleming-Lehtinen, Vivi, Heiskanen, Anna-Stiina (2011): Production of the Baltic Sea water quality charts for the Contingent Valuation study questionnaire. Draft report from PROBAPS project, unveröffentlichtes Manuskript.

Turner, R.K., Georgiou, S., Gren, I.-M., Wulff, F., Barrett, S., Söderqvist, T., Bateman, I., Folke, C., Langaas, S., Zylicz, T., Mäler, K.-G. and A. Markowska (1999). Managing nutrient fluxes and pollution in the Baltic: an interdisciplinary simulation study. Ecological Economics, 30: 333-352

Turner, R.K., Paavola, J., Cooper, P., Farber, S., Jessamy, V. und S. Georgiou (2003): Valuing nature: lessons learned and future research directions. Ecological Economics, 46: 493-510.

Turner, R.K., Hadley, D., Luisetti, T., Lam, V.W.Y. and Cheung, W.W.L. (2010). An Introduction to Socio-Economic Assessment within a Marine Strategy Framework, CSERGE, UEA. Department for Environment, Food and rural Affairs, UK

UBA (2007): Ökonomische Bewertung von Umweltschäden. Methodenkonvention zur Schätzung externer Umweltkosten, Dessau. Online verfügbar unter: http://opus.kobv.de/zlb/volltexte/2008/6413/pdf/3193.pdf

UBA (2008). CO2-Abscheidung und Speicherung im Meeresgrund - Meeresökologische und geologische Anforderungen für deren langfristige Sicherheit sowie Ausgestaltung des rechtlichen Rahmens. Forschungsbericht 206 25 200. Texte. Institut für Völkerrecht und Europarecht Georg-August-Universität Göttingen Abteilung Internationales Wirtschafts- und Umweltrecht und Leibniz-Institut für Meereskunde an der Christian-Albrechts-Universität Kiel, Dessau-Roßlau: 339 S

UBA (2009). Flusseinträge und direkte Einträge in die Ostsee. Daten zur Umwelt, http://www.umweltbundesamt-daten-zur-umwelt.de/umweltdaten/public/theme.do?nodeIdent=2401

UBA (2010). Abfälle im Meer- ein gravierendes ökologisches, ökonomisches und ästhetisches Problem. Online verfügbar unter: http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3900.pdf

UBA (2010): Einträge von Nähr- und Schadstoffen. Daten zur Umwelt: http://www.umweltbundesamt-daten-zur-umwelt.de/umweltdaten/public/theme.do?nodeIdent=2395

UBA (2011). Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft und Stickstoffüberschuss. Daten zur Umwelt, http://www.umweltbundesamt-daten-zur-umwelt.de/umweltdaten/public/theme.do?nodeIdent=3639

Umweltbundesamt (UBA) (2011): Daten zur Umwelt. Ausgabe 2011 - Umwelt und Landwirtschaft. Umweltbundesamt, Dessau. 98 S.

UNEP (2005). Marine Litter: An Analytical Overview. Online verfügbar unter: http://www.unep.org/regionalseas/marinelitter/publications/docs/anl_oview.pdf

UNEP (2009): Marine Litter: A Global Challenge.

UNEP und WCMC (2011). Marine and Coastal Ecosystem Services: Valuation Methods and their Practical Application. In: UNEP-WCMC Biodiversity Series No. 33

van Biervliet, K., Le Roy, D., Nunes, P.A.L.D. 2006. An Accidental Oil Spill Along the Belgian Coast: Results from a CV Study. Working Papers 2006.41, Fondazione Eni Enrico Mattei

Van der Veeren, R. (2009): Economische analyse van het gebruik van de Noordzee.

Vauck GJM & E. Schrey (1987). Litter pollution from ships in the German Bight. Mar. Pollution Bull. 18: 316-319.

Verband deutscher Sportfischer (2003): Angeln in Deutschland - Vortrag von Christian Uhlitzsch, Vizepräsident des VDSF (http://www.vdsf.de/).

Vesterinen, J., E. Pouta, A. Huhtala und M. Neuvonen (2010). Impacts of changes in water quality on recreation behavior and benefits in Finland. Journal of Environmental Management 91 (2010) 984–994

Vinther, M., Larsen, F. (2004): Updated estimates of harbour porpoise (Phocoena phocoena) bycatch in the Danish North Sea bottom-set gillnet fishery. – J. Cetacean. Res. Manage. 6:19-24.

von Westernhagen, H. (1990). Meeressäuger. In: J. L. Lozan, W. Lenz, E. Rachor, B. Watermann und H. v. Westernhagen (Hrsg.): Warnsignale aus der Nordsee. Berlin (Parey Verlag)

Water and Marine Director of Germany (2010): Synergies between the Water Framework Directive (WFD) and the Marine Strategy Framework Directive (MSFD) - First Proposals to use WFD Approaches for the Implementation of the MSFD. Papier zur Präsentation auf dem Treffen der europäischen Marine Directors am 28. Mai 2010 in Serovia, Spanien.

Weilgart, L. S. (2007). The Impacts of Anthropogenic Ocean Noise on Cetaceans and Implications for Management

Werner, S. (2012). Artenvielfalt gefährdet. Wie der Mensch die Meere und seine Zukunft vermüllt. Wissenschaft und Frieden 02/2012, S. 33-36.

Werner, S. (2012): persönliche Kommunikation.

WG ESA (2010): Economic and social analysis for the initial assessment for the MSFD: A Guidance Document - a legally non binding Document – Draft Dez. 2010.

WHO (2003). Guidelines for safe recreational water environments. Volume 1 : Coastal and fresh waters. World Health Organization

WHO (2004). Global Burden of Disease 2004 Update: Disability Weights for Disease and Conditions. World Health Organization

Wille, V., Preiss, P., Friedrich, F. (2011). Sachstandspapier zu Arbeitspaket Treibhausgase - Klimawandel. Schätzung externer Umweltkosten und Vorschläge zur Kosteninternalisierung in ausgewählten Politikfeldern (UBA Methodenkonvention) Forschungsprojekt im Auftrag des Umweltbundesamtes, FKZ 3708 14 101

WWF (Hrsg.) (2006). Ausbau- und Unterhaltungskosten für die deutschen Seehäfen. WWF Deutschland, Frankfurt am Main

WWF (2008): The Value of our Oceans. The Economic Benefits of Marine Biodiversity and Healthy Ecosystems. Frankfurt am Main.

Zhang, X. (1995). Integrating resource types, access conditions, and preference differences into models for use and nonuse values: the case of marine debris control. Doktorarbeit, Department of Economics and Department of Statistics, North Carolina State University, Raleigh

Zylicz, T., Bateman, I., Georgiou, S., Markowska, A., Dziegielewska, D., Turner, R.K., Graham, A. and Langford, I. (1995). Contingent Valuation of Eutrophication Damage in the Baltic Sea Region. CSERGE Working Paper GEC 95-0